

Abschlussbericht

Konsequenzen nachlassenden Nitratabbauvermögens in Grundwasserleitern

August 2013

Dr. Axel Bergmann

IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserfor-
schung, Mülheim an der Ruhr (IWW)

Dipl.-Geol. Leonardo van Straaten

CONSULAQUA Hildesheim - GEO INFOMETRIC, Hildesheim

Prof. Dr. Wolfgang van Berk

Technische Universität Clausthal, Institut für Endlagerfor-
schung, Clausthal-Zellerfeld (TUC)

Prof. Dr. Peter Dietrich

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH,
Leipzig (UFZ)

Dr. Uwe Franko

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH,
Leipzig (UFZ)

Dipl.-Geol. Joachim Kiefer

DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe (TZW)

Herausgeber

DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V.
Technisch-wissenschaftlicher Verein
Josef-Wirmer-Straße 1–3
53123 Bonn

T +49 228 91885
F +49 228 9188990
info@dvgw.de
www.dvgw.de

Konsequenzen nachlassenden Nitratabbauvermögens in Grundwasserleitern

Abschlussbericht
DVGW-Förderkennzeichen W 1/06/08

Projekt-Konsortium/ Bearbeiter



www.iww-online.de

IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung

gemeinnützige GmbH, Institut an der Universität Duisburg-Essen, Mitglied im DVGW-Institutsverbund,
Hauptstandort: Moritzstr. 26, 45476 Mülheim an der Ruhr,
Regionalstandort Rhein-Main: Justus-von-Liebig-Str. 10, 64584 Biebesheim am Rhein,
Wissenschaftlicher Direktor: Prof. Dr. Schüth

Dr. Axel **Bergmann** (Projektkoordination),

Tel. 0208-40303-251, a.bergmann@iww-online.de

Dr. Carsten **Hansen** (Projektleitung, fachliche Koordination, Projektbearbeitung),

seit 08/2012 bei Consulaqua Hamburg (CAH), Tel. 040-7888-89530, chansen@consulaqua.de

Dr. Frank-Andreas **Weber** (Projektbearbeitung; Regionalstandort Rhein-Main),

Tel.: 069-25490-615, fa.weber@iww-online.de

Dr. Christine **Kübeck** (Projektbearbeitung, ab 08/2012),

Dr. Reinhard **Fohrmann** (Beitrag zur Kostenabschätzung),

Oliver **Dördelmann** (Beitrag zur Aufbereitungstechnik)

Aufgabenbereiche im Projekt: Koordination und Projektleitung, Datenrecherche und Datenscreening, Geosystemerkundung, hydrogeochemische Stoffflussmodellierungen und reaktive Stofftransportmodellierungen, Kosten/ Effizienz-Berechnungen.



www.geo-infometric.de , www.consulaqua.de

CONSULAQUA Hildesheim - GEO-INFOMETRIC

Niederlassung der Consulaqua Hamburg Beratungsgesellschaft mbH (vormals GEO-INFOMETRIC, van Straaten und Teilhaber – Wissenschaftler, Ingenieure und Berater GmbH), Gropiusstraße 3, 31137 Hildesheim

Leonardo **van Straaten** (Stellvertreter Projektkoordination),

Tel. 05121-7682-12 oder 040-7888-89500, l.vanstraaten@geo-infometric.de , ivanstraaten@consulaqua.de

Dr. Siegfried **Wilde** (Projektbearbeitung, fachliche Koordination und Redaktion),

Tel. 05121-7682-30, s.wilde@geo-infometric.de

Dr. Hellmut **Thiem** (fachliche Beratung, vormals Stadtwerke Hannover)

Aufgabenbereiche im Projekt: Koordination und Redaktion, Datenrecherche und Datenscreening, Geosystemerkundung, Datenmodelle, Aufbau der Datenbanken und GIS, Analysen und Modellierungen mit dem Nicomat-Verfahren, Kosten/Effizienz-Berechnungen.



Technische Universität Clausthal - TUC,
Institut für Endlagerforschung, Abteilung **Hydrogeologie,**
Leibnizstraße 10, 38678 Clausthal-Zellerfeld

Prof. Dr. Wolfgang **van Berk** (Leitung des Teilaufgabenbereiches),
Steffen **Häußler** (Bearbeitung)

Teilaufgabenbereich im Projekt: Methodenentwicklung zur Charakterisierung und Quantifizierung des Nitratabbauvermögens, Massenermittlung des Nitratabbaupotenzials.



www.ufz.de

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH (UFZ),
Department Monitoring- und Erkundungstechnologien (MET),
Permoser Straße 15, 04318 Leipzig

Prof. Dr. Peter **Dietrich** (Leitung des Teilaufgabenbereiches),
Dr. Ulrike **Werban**, Dr. Thomas **Vienken**, Manuel **Kreck**.

Teilaufgabenbereich im Projekt: Probenahmen von Grundwasser, Boden und Sediment

Department Bodenphysik,
Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle/ Saale (Außenstelle)

Dr. Uwe **Franko** (Leitung und Hauptbearbeitung); Enrico **Thiel**, Ondrej **Kielar** (Bearbeitung zeitweilig)

Teilaufgabenbereich im Projekt: Geochemische Bilanzierung und Modellierung der Stickstofffracht in der ungesättigten Zone mit dem „Candy“-Modell.



www.tzw.de

DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW),
Abteilung Grundwasser und Boden,
Karlsruher Straße 84, 76139 Karlsruhe

Joachim **Kiefer** (Leitung des Teilaufgabenbereiches),
Matthias **Rödelsperger** (Bearbeitung)

Teilaufgabenbereiche im Projekt: Fachliche Begleitung und Beratung, Themenbereich Kriterien zur Nachhaltigkeit, Wirtschaftlichkeit und Effizienz.

Beteiligte Wasserversorgungsunternehmen

(WGG = untersuchte Wassergewinnungsgebiete, Nummerierung wie im Förderantrag)

- | | | |
|---|---|---|
| 1 |  | <p>Hamburger Wasserwerke GmbH /
Hamburg Wasser,
Dr. Jörg Grossmann,
Billhorner Deich 2, 20539 Hamburg
(WGG 1 + 2: Nordheide-Ost und -West)</p> |
| 2 |  | <p>Wasserbeschaffungsverband Begatal,
Stadtwerke Herford GmbH, Frank Klipker,
Werrestraße 103, 32049 Herford
(WGG 3: Begatal)</p> |
| 3 |  | <p>Harzwasserwerke GmbH,
Hans-Ulrich Spindler (bis Juni 2010),
Maik Uhlen, Bettina Teske-Ast,
Nikolaistraße 8, 31137 Hildesheim
(WGG 4 + 5: Liebenau und Ristedt)</p> |
| 4 |  | <p>Stadtwerke Celle GmbH,
Peter Lührs, (ab Juni 2013 Thomas Edathy)
Magnusstraße 2, 29221 Celle
(WGG 6: Garßen)</p> |
| 5 |  | <p>Stadtwerke Emsdetten GmbH,
Martin Bäumer,
Moorbrückenstraße 30, 48282 Emsdetten
(WGG 7: Ortheide)</p> |
| 6 |  | <p>Wasserversorgungsverband Tecklenburger Land (WTL),
Ralf Steinbrink,
Fuggerstraße 1, 49479 Ibbenbüren
(WGG 8 + 9: Lengerich und Brochterbeck)</p> |
| 7 |  | <p>Stadtwerke Hannover AG / Enercity,
Andreas Rausch, Werner Raue,
Wasserwerkstraße 33, 30900 Wedemark
(WGG 10: Berkhof-Ost/ Fuhrberger Feld)</p> |
| 8 |  | <p>ENNI Energie & Umwelt Niederrhein GmbH /
vormals ENNI Energie Wasser Niederrhein GmbH,
Bernd Kamradt,
Wittfeldstraße 34, 47441 Moers
(WGG 11 + 12: Vinn und Niep)</p> |
| 9 |  | <p>Stadtwerke Willich GmbH & Co. KG,
Norbert Becke,
Brauereistr. 7, 47877 Willich
(WGG 13: Anrath)</p> |

10



SWK Aqua GmbH, Stadtwerke Krefeld
Dr. Ulrich Beilstein,
St.-Töniser Str. 124, 47804 Krefeld
(WGG 14: Forstwald)

11



Zweckverband Gruppenwasserwerk Dieburg,
Wolfram Wittwer,
Wasserwerk Hergershausen, 64832 Babenhausen
(WGG 15: Hergershausen)

12



NEW NiederrheinWasser GmbH,
Roland Schindler,
Rektoratstr. 18, 41747 Viersen
(WGG 16 + 17: Dülken und Helenabrunn)

13



Stadtwerke Gütersloh GmbH,
Dr. Mechtild Meier,
Berliner Str. 260, 33330 Gütersloh
(WGG 18: Quenhorn)

14



Stadtwerke Duisburg AG,
Thomas Oertel,
Bungertstr. 27, 47053 Duisburg
(WGG 19: Bockum)

15



Hessenwasser GmbH & Co. KG,
Dr. Hermann Mikat,
Taunusstr. 100, 64521 Groß-Gerau
(WGG 20: Allmendfeld)

16



Stadtwerke Münster GmbH,
Mathias Kümper, Jürgen Trapp
Hafenplatz 1, 48155 Münster
(WGG 21: Kinderhaus)

Wir danken den Wasserversorgungsunternehmen und ihren beteiligten Mitarbeitern für die finanzielle und personelle Unterstützung, für die Bereitstellung der Daten und für die gute und konstruktive Zusammenarbeit im Rahmen der Projektbearbeitung.

Verwendete Abkürzungen:

Abb	Abbildung	HFB	Horizontalfilterbrunnen
Br	Brunnen	SFM	Stoffflussmodellierung
BS	Bearbeitungsstufe	SW	Stadtwerke
OC	organisch gebundener Kohlenstoff/ C_{org}	Tab	Tabelle
DOC	gelöster organisch gebundener Kohlenstoff	TEZG	Teileinzugsgebiet
EZG	Einzugsgebiet/e	VFB	Vertikalfilterbrunnen
FZZ	Fließzeitzone/n	WGG	Wassergewinnungsgebiet
GW	Grundwasser	WSG	Wasserschutzgebiet
GWH	Grundwasserhemmer	WVU	Wasserversorgungsunternehmen
GWL	Grundwasserleiter	WW	Wasserwerk
GWM	Grundwassermessstelle		
GWN	Grundwasserneubildung		

Kürzel der beteiligten Institutionen:

DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW)
GI	Consulaqua Hildesheim - Geo-Infometric (vormals Geo-Infometric GmbH)
IWW	IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH
TUC	Technische Universität Clausthal, Institut für Endlagerforschung, Abteilung Hydrogeologie
TZW	DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), Abteilung Grundwasser und Boden, Karlsruhe
UFZ	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Department Bodenphysik, Halle/Saale, und Department Monitoring- und Erkundungstechnologien (MET), Leipzig

Kartengrundlagen (Topographische Karten, ATKIS®):

- © Geobasisdaten NRW,
- © Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung,
- © Hessisches Landesamt für Bodenmanagement und Geoinformation.

Inhaltsverzeichnis

	Zusammenfassung	9
1	Zielsetzung und Aufgabenstellung	14
1.1	Thema und Veranlassung	14
1.2	Zielsetzung	14
1.3	Aufgabenstellung	15
1.4	Arbeitsprogramm	16
2	Stand von Wissenschaft und Technik	18
2.1	Überblick zur Denitrifikation	18
2.2	Bisherige Ansätze zur Charakterisierung und Quantifizierung des Nitratabbauvermögens	22
2.3	Hydrogeochemische Modellierung	26
2.4	Nachhaltigkeit	28
2.5	Kosten und Effizienz von Bewirtschaftungsmaßnahmen	31
2.6	Aufbereitung als nachsorgende technische Maßnahmen	34
3	Die Wassergewinnungsgebiete im Überblick	38
3.1	Kurzbeschreibung und Einstufung der Wassergewinnungsgebiete	38
3.2	Hydrogeochemische Rohwassertypen und Entwicklungstrends	49
3.3	Hydrogeologische und wasserwirtschaftliche Typen	54
4	Effizienz und Nachhaltigkeit von Grundwasserschutzstrategien	56
4.1	Prinzip der gestuften Bewertungskriterien	56
4.2	Definition von Eintragsszenarien	60
5	Berechnungsverfahren und Modelle	61
5.1	Übergeordnete hydrogeochemische Modellvorstellung	61
5.2	Anforderungen an die Datengrundlage	62
5.3	Methode der überschlägigen Nitratbilanzierung (BS 1)	67
5.4	Analysen und Prognosen mit dem Nicomat-Verfahren (BS 2)	69
5.5	Hydrogeochemische Stoffflussmodellierungen (BS 3)	75
5.6	Reaktive hydrogeochemische Stofftransportmodellierung (BS 4)	78
6	Analyse der Stoffeinträge	80
6.1	Niederschlag und Deposition	80
6.2	Nutzungsspezifische Einträge	84
6.3	Zeitliche Entwicklung der Einträge	89
6.4	Geochemische Bilanzierung der ungesättigten Zone mit dem Candy-Modell	93

7	Methodenentwicklung zur Charakterisierung und Quantifizierung des Nitratabbauvermögens	96
7.1	Zielsetzung	96
7.2	Methodenübersicht	96
7.3	Stoffbilanzierung	100
7.4	Verlagerung von Redoxfronten	103
7.5	Hydrogeochemische Modellierung der Grundwasserbeschaffenheit	106
7.6	Hydrogeochemische Modellierung - Rohwasser	115
7.7	Bestimmung des Nitratabbauvermögens mittels Festphasenanalytik an Bohrkernproben	118
7.8	Diskussion und Bewertung	121
8	Nitratprognosen für das Rohwasser – Bewertung der Nachhaltigkeit	122
8.1	Ergebnisse zur Bewertung der Nachhaltigkeit im Überblick	122
8.2	Überschlägige Bilanzierung des Nitratabbaus (BS 1)	126
8.3	Anwendung des Nicomat-Verfahrens (BS 2)	127
8.4	Anwendung der Stoffflussmodellierung (BS 3)	135
8.5	Anwendung der reaktiven Stofftransportmodellierung (BS 4)	140
8.6	Zusammenspiel der Methoden - Diskussion und Bewertung	150
9	Konsequenzen nachlassenden Nitratabbauvermögens	152
9.1	Überblick	152
9.2	Zeitpunkt der Schwellenwertüberschreitung - Langzeitprognosen	152
9.3	Werthaltigkeit des Abbauvermögens	155
9.4	Langfristige Strategien – Flächenkauf oder Ewigkeitskosten?	164
10	Empfehlungen und Ausblick	168
10.1	Nutzen für die Wasserversorgung	168
10.2	Wasserwirtschaftliche Konsequenzen und Maßnahmen	169
10.3	Weiterer Forschungsbedarf	173
11	Literatur	174

Zusammenfassung

Auf landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen werden seit Jahrzehnten Stickstoffdünger zur Ertrags- und Produktivitätssteigerung ausgebracht. Damit gelangen erhebliche Nitratmengen auch in die zur Trinkwasserversorgung genutzten Grundwasserleiter, die zu einer nachteiligen Veränderung der Grund- und Rohwasserqualität führen können. Um den Nitratreintrag ins Grundwasser zu mindern, werden in den meisten Wassergewinnungsgebieten Grundwasserschutzmaßnahmen zur Senkung der Stickstofffrachten aus landwirtschaftlich genutzten Flächen finanziert. Dennoch führen hohe Nitratkonzentrationen häufig dazu, dass Brunnen außer Betrieb genommen, die Förderung in tiefere Stockwerke verlagert oder eine kostenintensive Nitratelimination bei der Wasseraufbereitung eingerichtet werden muss.

In vielen Gebieten sind solche Maßnahmen zur Einhaltung der Qualitätsstandards vordergründig nicht erforderlich, da die zur Trinkwassergewinnung genutzten Rohwässer keine oder nur geringe Nitratkonzentrationen aufweisen. Dies ist im Wesentlichen den hydrogeochemisch und biologisch gesteuerten Nitrat-abbauprozessen zu verdanken, die sowohl in der ungesättigten Bodenzone als auch im Grundwasserleiter ablaufen können. Bei der heterotrophen Denitrifikation reagiert organisch gebundener Kohlenstoff (OC) mit dem im Grundwasser gelösten Nitrat, bei der autolithotrophen Denitrifikation sind es insbesondere Eisendisulfide (Pyrit: FeS_2). Beide Verbindungen liegen meist nur in Spuren im Gesteinsmaterial der Grundwasserleiter vor und werden im Zuge der Reaktionsprozesse, bei denen Nitrat über Zwischenstufen zu Stickstoff reduziert wird, irreversibel verbraucht. Das an diese Stoffe gebundene Nitratabbauvermögen eines Grundwasserleiters ist somit als „endliche Ressource“ anzusehen, die im Laufe der Zeit aufgezehrt wird. Damit einhergehend ist prinzipiell mit einem Anstieg der Nitratkonzentration im Grundwasser - und damit früher oder später auch im geförderten Rohwasser - zu rechnen.

Fragestellung

Ausgangspunkte für das vom DVGW sowie den 16 beteiligten Wasserversorgungsunternehmen geförderte Forschungsvorhaben waren insbesondere folgende bislang ungeklärte Fragestellungen: Es gab kaum gesicherte Vorstellungen über das regionale Ausmaß und über die Zeiträume, in denen der Prozess des nachlassenden Nitratabbaus zu relevanten Auswirkungen auf die Rohwasserqualität führt. Es war unklar, welche technischen und wirtschaftlichen Konsequenzen ein Nachlassen des Nitratabbauvermögens für die Wasserversorgung und den Ressourcenschutz haben würde. Darüber hinaus fehlte ein praxistaugliches Instrumentarium, um das in den Gewinnungsgebieten (noch) vorhandene Nitratabbauvermögen zu quantifizieren und die Zeitspannen zu prognostizieren, in denen ein kritischer Anstieg der Nitratkonzentration im Rohwasser zu erwarten ist. Diese Fragestellungen wurden durch ein Konsortium aus mehreren Forschungspartnern (IWW Zentrum Wasser, CAH Geo-Infometric, TU Clausthal/ Hydrogeologie, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, DVGW-Technologiezentrum Wasser) untersucht, dessen Ergebnisse in diesem Abschlussbericht zusammengefasst sind.

Die 21 betrachteten Untersuchungsgebiete befinden sich in der norddeutschen Tiefebene, am Niederrhein, im Münsterland, im Weserbergland sowie im südhessischen Mittelrheingebiet. In einzelnen Gebieten waren die wasserwirtschaftlichen, hydrogeologischen und hydrochemischen Verhältnisse so heterogen und komplex, dass eine Abgrenzung in einzeln untersuchte Teileinzugsgebiete erforderlich war. Dadurch ergaben sich insgesamt 38 untersuchte Teilgebiete mit einer Vielzahl unterschiedlicher Standortbedingungen, so dass eine breite Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Wassergewinnungsgebiete mit Porengrundwasserleitern in Deutschland gewährleistet ist.

Methodik zur Bewertung der Nachhaltigkeit

Für die Bewertung der Effizienz und Nachhaltigkeit von Grundwasserschutzmaßnahmen wurde ein vierstufiges, pyramidenartig aufeinander aufbauendes Untersuchungs- und Bewertungsverfahren entwickelt, angewendet und auf seine Praxistauglichkeit geprüft. Bewertet wurde dabei die „Nachhaltigkeit“ einer Grundwasser-Bewirtschaftungsstrategie auf Grundlage der aktuellen und der für die Zukunft mit unterschiedlichen Verfahren prognostizierten Nitratkonzentrationen im Rohwasser. Hierfür wurden zu Beginn des Vorhabens gemeinsam mit den beteiligten Versorgungsunternehmen Kriterien entwickelt. Der Begriff der „Nachhaltigkeit“ wird hierbei als Schlüsselbegriff für die prognosebasierte Bewertung der zukünftigen Nitratkonzentration im Rohwasser verwendet. Als „Schwellenwert der Nachhaltigkeit“ wurde eine dauerhafte Unterschreitung einer Nitratkonzentration im Rohwasser von 37,5 mg/l Nitrat (das sind 75 % des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung) innerhalb einer Zeitspanne von mindestens 30 Jahren definiert (die mittlere Verweilzeit des Grundwassers im Einzugsgebiet muss deutlich überschritten werden). Das Konzept sieht vor, die jeweils nächst höhere und damit aufwändigere Bearbeitungsstufe anzuwenden, wenn in der voran gegangenen Stufe nach den definierten Kriterien keine eindeutige Aussage zur Nachhaltigkeit getroffen werden kann. Welches der beteiligten Wassergewinnungsgebiete dabei bis zu welcher Stufe bearbeitet wurde, war aus planungstechnischen Gründen, unabhängig von den Ergebnissen der Bearbeitung, bereits vorab mit der Antragstellung festgelegt worden. Daraus ergab sich, dass einige Gebiete in Bearbeitungsstufen untersucht wurden, die den Ergebnissen entsprechend nach den Kriterien nicht erforderlich gewesen wären. Im umgekehrten Fall konnten mehrere Gebiete nicht bis zu einer abschließenden Bewertung untersucht werden, da die entsprechende Bearbeitungsstufe dort nicht vorgesehen war. Für diese Gebiete wurden Empfehlungen zur Fortsetzung der Untersuchung ausgesprochen.

Bewertung der Nachhaltigkeit

In der ersten Bearbeitungsstufe erfolgt eine schnelle und robuste Gefährdungsabschätzung auf der Grundlage einer Nitratbilanz, mit der die gegenwärtige Abbauleistung des wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleiters überschlägig ermittelt wird. Prognostische Aussagen sind hier noch nicht möglich. Im Ergebnis weist etwa die Hälfte der 38 untersuchten Gebiete eine hohe Nitratabbauleistung auf: über 80 % des eingetragenen Nitrats im Grundwasserleiter werden dort abgebaut. Je ein Viertel der Untersuchungsgebiete weist mittlere (80-40 %) bzw. geringe (<40 %) Nitratabbauleistungen auf. In diesen Gebieten erreicht ein großer Teil des eingetragenen Nitrats die Förderbrunnen. Von den 38 Gebieten konnten in Stufe 1 bereits 8 als „derzeit nachhaltig“, aber auch 5 als „nicht nachhaltig“ bewertet werden. Für die übrigen Gebiete ist eine höhere Stufe zur Bewertung erforderlich. In den Bearbeitungsstufen 2 bis 4 dient die mit der jeweiligen Methodik ermittelte prognostische Entwicklung der Nitratkonzentration als Kriterium der Nachhaltigkeit. Die Ergebnisse stellen in diesem Sinne eine „Risikoanalyse“ hinsichtlich der Rohwasserbeschaffenheit dar. Wie schnell und wie hoch die Nitratkonzentrationen im Rohwasser ansteigen werden, wird in jeder Bearbeitungsstufe mit der jeweiligen Methodik anhand von drei definierten Nitrateintragszenarien („Status quo“, „Best case“, „Worst case“) berechnet.

In der Stufe 2 wird das Nicomat-Verfahren angewandt, welches die Prognoseberechnungen auf der Grundlage eines an der Beschaffenheitsentwicklung des Rohwassers (Nitrat, Sulfat, z.T. Hydrogencarbonat) kalibrierten, einzugsgebietsbezogenen, flächendifferenzierten „Bilanzmodells“ durchführt. Die Prognosen werden für zwei Stoffumsatz-Varianten durchgeführt, welche die prinzipiellen Ober- und Untergrenzen der zukünftigen Entwicklung für die entsprechenden Eintragszenarien beschreiben. Die Annahme „Denitrifikation konstant“ geht davon aus, dass das Nitratabbauvermögen auf dem heutigen Stand auch zukünftig erhalten bleibt. Die zweite Prämisse „Denitrifikation null“ unterstellt, dass ab „sofort“ kein Nitratabbau mehr stattfindet und das ins Grundwasser eingetragene Nitrat vollständig, nach entsprechend berechneter Fließzeit im Grundwasser, zum Förderbrunnen gelangt.

Auf Stufe 3 werden Stoffflussmodellierungen unter Einsatz des hydrochemisch-thermodynamischen Rechenprogramms „PhreeqC“ durchgeführt. Erst damit kann festgestellt werden, welche Prognosebedingungen gelten, indem die ablaufenden Abbauprozesse identifiziert und quantifiziert werden. Durch die

hydrogeochemische Ableitung der Abbauprozesse und deren retrospektive Entwicklung, aber auch durch die modellgestützte Ableitung der nutzungsspezifischen Einträge bekommt das Nicomat-Verfahren die Unterstützung, die für belastbare Prognosen benötigt werden. Die Prognosen des Nicomat-Verfahrens werden somit durch die Ergebnisse der Stoffflussmodellierung „validiert“.

Von den 27 der in Stufe 2 bearbeiteten Gebiete wurden 2 als „nicht nachhaltig“ und 10 als „derzeit nachhaltig“ eingestuft. In den nachhaltig bewirtschafteten Gebieten würde die Nitratkonzentration im Rohwasser aufgrund niedriger Nitratreinträge oder durch die bereits in der ungesättigten Zone ablaufenden Abbauprozesse selbst ohne Denitrifikation im Grundwasserleiter unter dem Schwellenwert bleiben. Für die Mehrzahl der Gebiete (15) wäre dies aber nicht der Fall. In diesen Gebieten sichert die Denitrifikation (noch) eine derzeit niedrige Nitratkonzentration im Rohwasser.

Von den 16 der auf Stufe 3 bearbeiteten Gebiete wurde für 2 die bereits in der voran gegangenen Stufe festgestellte Einstufung „nicht nachhaltig“ bestätigt. 9 Gebiete wurden als „derzeit nachhaltig“ bewertet. Für 5 der untersuchten Gebiete ist in Stufe 3 noch keine Bewertung möglich, da ein signifikanter Verlust der Nitratabbauleistung und eine deutliche zeitliche Veränderung der Denitrifikationsprozesse erkannt wurden. In diesen Fällen ist eine prognosebasierte Bewertung nur unter Berücksichtigung eines nachlassenden Nitratabbauvermögens zulässig. Diese Aufgabe kann nur mit Hilfe einer reaktiven Stofftransportmodellierung durchgeführt werden, die in der Bearbeitungsstufe 4 eingesetzt wird. Hierzu wird ein Multi-1D-Stromröhrenansatz auf Grundlage des Programms „PhreeqC“ verwendet.

Mit Ausnahme eines Gebietes, bei dem die Nitratkonzentrationen im Rohwasser bereits heute deutlich über dem Schwellenwert (37,5 mg/l) liegen und das bereits in voran gegangenen Stufen als „nicht nachhaltig“ klassifiziert wurde, wird in keinem der 5 auf der Stufe 4 untersuchten Gebiete, auch unter Berücksichtigung eines nachlassenden Nitratabbauvermögens, der Schwellenwert im Rohwasser in den nächsten drei Jahrzehnten überschritten. Damit wurden auch diese Gebiete letztlich als „nachhaltig“ eingestuft. Dies gilt für die betreffenden Gebiete sogar für das so genannte „Worst case“-Eintragungsszenario, das einen Anstieg der Nitratreinträge bis über das Niveau der frühen 1990er Jahre hinaus annimmt.

Charakterisierung und Quantifizierung des Nitratabbauvermögens

Als eine wesentliche Ursache hierfür wurde erkannt, dass der autolithotrophe Nitratabbau bei „aufgebrauchtem“ Pyritvorrat oft durch die heterotrophe Denitrifikation auf der Grundlage des im Grundwasserleiter vorhandenen organischen Kohlenstoffs abgelöst oder zumindest teilweise kompensiert wird. Bei einem Verlust des autolithotropen Nitratabbauvermögens kommt es in solchen Gebieten bei gleich bleibenden Nitratreinträgen lediglich zu einem begrenzten und langsamen Anstieg der Nitratkonzentrationen im Rohwasser, wie an einem Beispielgebiet gezeigt werden konnte.

Falls jedoch ein nachlassender Nitratabbau und steigende Nitratreinträge räumlich zusammentreffen, ist innerhalb eines Zeitraumes von wenigen Jahrzehnten, der in etwa der mittleren Aufenthaltszeit des Grundwassers im Einzugsgebiet entspricht, mit einem deutlichen Anstieg der Nitratkonzentrationen im Rohwasser zu rechnen. Hierbei ist vor allem der an Pyritschwefel gebundene Anteil des Nitratabbauvermögens relevant, da dieser für einen schnellen und vollständigen Nitratabbau sorgt. Entsprechende Prognosen und Bewertungen sind aber immer einzugsgebietspezifisch durchzuführen. Es wurde gezeigt, dass mit den erarbeiteten Modellansätzen berechnet werden kann, wie hoch dieser Anstieg sein wird, wann er erfolgt und in welchem Umfang die Intensivierung der Flächennutzung mit erhöhten Stickstoffeinträgen und die irreversible Zehrung des Abbauvermögens die Nitratbelastung des Rohwassers beeinflussen.

Im Rahmen des Vorhabens wurden verschiedene Methoden zur Charakterisierung und Quantifizierung des Nitratabbauvermögens (weiter) entwickelt, angewendet und auf Plausibilität geprüft. Für die Modellberechnungen der Stufe 4 werden als Eingangsparameter die Umsatzrate des organisch gebundenen Kohlenstoffs (OC) und die mittleren Gehalte an Pyrit im Grundwasserleiter benötigt. Die erfolgreiche Integration der erkannten Kenngrößen der Abbauprozesse in die erarbeiteten Modelle wurde belegt.

Das Nitratabbauvermögen wasserwirtschaftlich genutzter Grundwasserleiter kann durch einfache Stoffbilanzen, die Bestimmung der Tiefenverlagerung einer Redoxschicht und anhand der auf hydrogeochemischen Modellen basierenden prozessbasierten Auswertung vorhandener Grundwasserbeschaffenhheitsdaten charakterisiert und quantifiziert werden. Die Kombination dieser Methoden identifiziert die am Nitratabbau beteiligten Prozesse qualitativ und quantitativ – wenn auch in unterschiedlicher Güte. OC-Umsatzraten können vergleichsweise gut aus vorhandenen Grundwasserbeschaffenhheitsdaten mit Hilfe hydrogeochemischer Modelle abgeleitet werden, absolute Gehalte an Pyrit oder auch an OC allenfalls nur in ihrer Größenordnung. Die Nutzung dieser Daten erlaubt aber auch ein Erkennen einer räumlichen Differenzierung der Denitrifikationsprozesse. Dies wurde für OC-Umsatzraten, aber auch für das Auftreten von Pyrit anhand von Beispielgebieten aufgezeigt.

Untersuchungsergebnisse

Die erarbeiteten Methoden wurden für ausgewählte Einzugsgebiete eingesetzt und die erzielten Ergebnisse durch konventionelle Untersuchungsverfahren (Bohrungen, Sediment- und Grundwasseranalysen) auf Plausibilität überprüft. Die erzielten Ergebnisse und Vorhersagen aus den einzelnen Methoden wurden größtenteils im Rahmen der Plausibilitätsprüfungen bestätigt. Solche begleitenden Felduntersuchungen sind sinnvoll, um Modellvorstellungen zu den im Gebiet ablaufenden Abbauprozessen zu widerlegen oder zu bestätigen und tragen dazu bei, einzugsgebietsübergreifende wie räumlich differenzierte Ergebnisse hinsichtlich des Nitratabbauvermögens eines Grundwasserleiters zu liefern.

Für zwei Wassergewinnungsgebiete wurden mittels reaktiver Stofftransportmodelle anhand von Langzeitprognosen die Zeiträume bis zum Überschreiten des definierten Schwellenwertes im Rohwasser ermittelt und die Sensitivität der relevanten Einflussfaktoren auf den jeweiligen Zeitpunkt erkannt. In beiden Fällen ist ein Überschreiten des Schwellenwertes erst in über 200 Jahren zu erwarten, wenn die Nitrateinträge konstant bleiben. Bei deutlich ansteigenden Nitrateinträgen würde jedoch bereits in der Mitte der zweiten Hälfte dieses Jahrhunderts der Schwellenwert überschritten. Maßnahmen des konventionellen Grundwasserschutzes verlagern die Problematik hoch nitratbelasteter Rohwässer also weiter in die Zukunft. Andererseits führen diese Maßnahmen zu sogenannten „Ewigkeitskosten“. Bricht man die Maßnahmen ab oder kommt es aus anderen Gründen zu einer Intensivierung der Nitrateinträge in das Grundwasser, verlagert sich die Überschreitung der Schwellenwerte schnell in Richtung Gegenwart.

Deshalb wurde anhand eines Fallbeispiels untersucht, ob und in welchem Maße die oft diskutierte Kombination aus Flächenkauf und Extensivierung landwirtschaftlich genutzter Flächen eine Alternative zum konventionellen Grundwasserschutz darstellt. Es wurde gezeigt, dass es sich hierbei um eine Vorgehensweise handelt, die im Vergleich zu den Aufwendungen für den konventionellen Grundwasserschutz kostenneutral gestaltet werden kann, deren „Nachhaltigkeit“ jedoch deutlich höher einzuschätzen ist als die des konventionellen Grundwasserschutzes. Bei einer praktischen Umsetzung dürfte die wesentliche Schwierigkeit in der Verfügbarkeit der Flächen aber auch im steigenden Flächendruck in Folge des Energiepflanzenanbaus und der Intensivtierhaltung liegen. Die Flächenverfügbarkeit wäre eine kooperativ mit der Landwirtschaft zu lösende Aufgabe. In der Praxis ist eine kombinierte Strategie aus konventionellem Grundwasserschutz und Flächenkauf mit Extensivierung am ehesten umsetzbar. Um das natürliche Nitratabbauvermögen optimal ausnutzen zu können, sollte der Flächenkauf auf brunnennahe Gebiete konzentriert werden. Eine gute Kenntnis der hydrogeologischen Situation im Einzugsgebiet (Fließzeiten, Neubildungsgebiete usw.) ist für eine effektive Auswahl allerdings eine Grundvoraussetzung. Prinzipiell gilt, je weiter entfernt die verbleibenden landwirtschaftlichen Emissionsflächen sind, desto mehr Abbauvermögen steht im Grundwasserleiter zur Verfügung und desto geringer sind dementsprechend die Auswirkungen hoher Nitrateinträge auf die Entwicklung der Nitratkonzentration im Rohwasser. Angesichts der prognostizierten Konzentrationsentwicklungen ist das Erfordernis einer verfahrenstechnischen Aufbereitung des Rohwassers in nahezu keinem der untersuchten Gebiete erkennbar. Die mit einer Aufbereitung verbundenen Kosten wurden als mindestens doppelt so hoch wie ein gegebenenfalls noch zu intensivierender Grundwasserschutz eingeschätzt.

Schlussfolgerungen

Mit den im Rahmen des Vorhabens entwickelten und geprüften Modellen und Methodiken wurden die Gefahren und Risiken von Nitrateinträgen in das Grundwasser unter Berücksichtigung des nachlassenden Nitratabbauvermögens des jeweiligen Grundwasserleiters im Hinblick auf die Nitratbelastung des Rohwassers systematisch quantifiziert, prognostiziert und bewertet. Die bestehenden „Zeitpuffer“ bis zur Erreichung eines wasserwirtschaftlich abgeleiteten Schwellenwertes für die Nitratkonzentration im Rohwasser sind entweder bereits aufgebraucht oder sie reichen je nach Gebiet noch einige Jahrzehnte bis Jahrhunderte. Dabei handelt es sich aber nicht um konstante Werte. Grundwasserschutzmaßnahmen verlängern den verfügbaren „Zeitpuffer“, durch Intensivierungen des Nitrateintrags in das Grundwasser wird dieser verkürzt. Das beschriebene Instrumentarium an Modellen und Methodiken lässt sich innerhalb dieser Rahmenbedingungen dafür einsetzen, geeignete gebietspezifische Strategien der Ressourcenbewirtschaftung hinsichtlich Effizienz und Nachhaltigkeit zu entwickeln.

1 Zielsetzung und Aufgabenstellung

1.1 Thema und Veranlassung

Auf landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen werden seit Jahrzehnten Stickstoffdünger zur Ertragssteigerung ausgebracht. Damit gelangen erhebliche Nitratmengen auch in die zur Trinkwasserversorgung genutzten Grundwasserleiter, die zu einer nachteiligen Veränderung der Grund- und Rohwasserqualität führen können.

Derzeit weisen über ein Drittel der Grundwasserkörper in Deutschland in Folge einer Überschreitung der EU-Qualitätsnorm von 50 mg/l einen schlechten Zustand auf (UBA 2010). Etwa die Hälfte der Wasserversorgungsunternehmen (WVU) in Deutschland sehen eine entsprechende Nitratbelastung in ihrem Bereich als gegeben an (Flaig & al. 2002). Dem Nitratbericht der Bundesregierung zufolge (BMU & BMELV 2008), hat sich zwar der Anteil der Belastungsmessstellen mit mittleren Nitratkonzentrationen über 50 mg/l von ca. 60 % im Berichtszeitraum 1992/94 auf 50 % im Berichtszeitraum 2004/06 verringert, aber noch immer wird die o. g. Qualitätsnorm in der Hälfte der Messstellen überschritten. Prognosen zur zukünftigen Nitratbelastung des Grundwassers basieren nur auf statistischen Extrapolationen, nicht aber auf einem hydrochemischen Prozessverständnis, bei dem der Nitratabbau und ein etwaiges Nachlassen des Nitratabbauvermögens berücksichtigt werden. Hohe Nitratkonzentrationen im Grundwasser führen, wenn das Nitratabbauvermögen des Grundwasserleiters nicht mehr ausreicht, zu einem Anstieg der Nitratkonzentrationen im Rohwasser, so dass Brunnen außer Betrieb genommen, die Förderung in tiefere Stockwerke verlagert oder eine kostenintensive Nitratelimination bei der Wasseraufbereitung eingerichtet werden muss.

Häufig mindern Nitratabbauprozesse im Boden und im Grundwasserleiter die Nitratbelastung des Grundwassers. Im Boden kann Nitrat durch mikrobielle Umsetzungsprozesse unter Verwendung leicht abbaubarer, organischer Kohlenstoffverbindungen (OC) reduziert werden. Durch sich zersetzende Biomasse wird OC im Oberboden nachgeliefert, so dass sich das Nitratabbauvermögen des Bodens fortlaufend regeneriert. Bei der gegenwärtig hohen Stickstoffaufbringung werden jedoch je nach Standort erhebliche Nitratfrachten aus der Bodenzone in den Grundwasserleiter ausgewaschen. Verfügt der Grundwasserleiter über ein entsprechendes Abbauvermögen, so kann das eingetragene Nitrat auch in der gesättigten Zone abgebaut werden. Im Wesentlichen erfolgt der Abbau durch irreversiblen Verbrauch von organisch gebundenem Kohlenstoff und/oder Eisendisulfid (Pyrit). Beide Stoffe liegen meist in Spurengehalten vor. Damit ist das Nitratabbauvermögen eines Grundwasserleiters als ‚endliche Ressource‘ anzusehen, die kontinuierlich aufgebraucht wird. Durch das Nachlassen des Nitratabbauvermögens wäre trotz intensiver Grundwasserschutzmaßnahmen mit steigenden Nitratkonzentrationen im Rohwasser zu rechnen. Die Bedeutung dieses Vorgangs ist seit langem bekannt (SRU 1985).

1.2 Zielsetzung

Zum Beginn des Vorhabens gab es weder gesicherte Vorstellungen über das regionale Ausmaß noch über die Zeiträume, in denen der Prozess des nachlassenden Nitratabbaus zu relevanten Auswirkungen auf die Rohwasserqualität führt. Auch war unklar, welche technischen und wirtschaftlichen Konsequenzen ein Nachlassen des Nitratabbauvermögens für die Wasserversorgung und den Ressourcenschutz haben würde. Es fehlte ein praxistaugliches Instrumentarium, um das noch in den Gewinnungsgebieten vorhandene Abbauvermögen zu quantifizieren und die Zeiträume zu prognostizieren, in denen ein kritischer Anstieg der Nitratkonzentration im Rohwasser zu besorgen ist. Aus diesem Anlass förderte der DVGW zusammen

mit 16 Wasserversorgungsunternehmen ein Forschungsvorhaben, das die Konsequenzen nachlassenden Nitratabbauvermögens in Grundwasserleitern untersucht. Koordiniert vom IWW Zentrum Wasser erarbeitete ein Verbund aus den Forschungspartnern Consulaqua Hildesheim – Geo-Infometric (GI), der Abteilung Hydrogeologie an der TU Clausthal (TUC), den Departments für Bodenphysik und für Umwelt- und Erkundungstechnologien des Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) sowie dem DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) praxisnahe Methoden zur Quantifizierung und Bewertung der Auswirkungen einer nachlassenden Nitratabbauleistung in Grundwasserleitern.

Übergeordnetes Ziel des Vorhabens war es, die langfristigen Auswirkungen hoher Nitrateinträge auf die Qualität wasserwirtschaftlich genutzter Grundwasserressourcen sichtbar zu machen, um im Sinne eines nachhaltigen Ressourcenschutzes erforderliche vorbeugende Maßnahmen rechtzeitig und effizient umsetzen zu können.

1.3 Aufgabenstellung

Anhand von 21 Fallbeispielen ausgewählter Trinkwassergewinnungsgebiete in Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Hessen wurde untersucht, wie die Nitratabbauleistung von Grundwasserleitern und die verbleibenden reaktiven Potenziale unter Praxisbedingungen quantifiziert und bewertet werden können, und welche Konsequenzen sich aus den Ergebnissen für die Effizienz und Nachhaltigkeit der Grundwasserschutzarbeit ergeben. Mögliche Auswirkungen auf die Aufbereitung des Rohwassers im Wasserwerk sollten erkannt werden. Dabei sollte zudem ermittelt werden, wie lange das Nitratabbauvermögen bei welchen Eintragsfrachten ausreicht, um eine vertretbare Nitratkonzentration im Rohwasser einzuhalten und durch welche Maßnahmen und zu welchen Kosten sich der Aufbrauch des Abbauvermögens verzögern lässt, so dass bestimmte Nitratkonzentrationen im Rohwasser nicht überschritten werden.

Als Aufgabe des Vorhabens ergibt sich daraus, auf der Datengrundlage der Fallbeispiele, in Zusammenarbeit mit den teilnehmenden Wasserversorgungsunternehmen ein praxisnahes, aber dennoch wissenschaftlich fundiertes Instrumentarium zur Analyse und Prognose der Rohwasserqualität unter Berücksichtigung eines nachlassenden Nitratabbauvermögens sowie zur Bewertung der Nachhaltigkeit und Kostenwirksamkeit durchgeführter oder geplanter Grundwasserschutzmaßnahmen zu entwickeln. Hierzu wurde ein mehrstufiges Untersuchungs- und Bewertungsschema aufgebaut, welches mit jeder Stufe eine größere Detailschärfe und Aussagegenauigkeit aufweist, aber auch einen entsprechend höheren Daten- und Untersuchungsaufwand erfordert.

Um die Effizienz von Grundwasserschutzmaßnahmen beurteilen zu können, wurden die Prognoserechnungen mit Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen verknüpft. Kosten für die Minderung der Nitrateinträge wurden ermittelt und anhand einer mittleren Kostenwirksamkeit der Wert des in Anspruch genommenen Abbauvermögens abgeschätzt und mit den Kosten einer Aufbereitung in Relation gesetzt.

Die Ergebnisse sind zu einem pragmatischen, hierarchisch strukturierten Entscheidungsbaum zusammengeführt, der eine Kategorisierung von Einzugsgebieten und Grundwasserschutzmaßnahmen unter Nachhaltigkeitsaspekten erlaubt. Auf der Grundlage des dargestellten methodischen Instrumentariums sind den Anforderungen angemessene und hinreichend zuverlässige Prognosen der Rohwasserqualität möglich. Damit können Wasserversorgungsunternehmen die Risiken steigender Nitratkonzentrationen in wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleitern erkennen und quantifizieren sowie ihre Strategien zum Ressourcenmanagement entsprechend optimieren. Durch vergleichende Szenarien kann bewertet werden, mit welchem Kosten-Nutzen-Verhältnis sich verschiedene wasserwirtschaftliche Maßnahmen auf die Grund- und Rohwasserbeschaffenheit auswirken. Eine Bewertung von Handlungsalternativen kann letztlich dazu dienen, die für den Grundwasserschutz eingesetzten Finanzmittel bedarfsgerechter und zielgerichteter einzusetzen.

1.4 Arbeitsprogramm

Das Untersuchungsprogramm wurde in einzelne Arbeitspakete (AP 1-8) und Teilaufgaben untergliedert, die wiederum den vier unterschiedenen Bearbeitungsstufen (BS 1-4) zugeordnet sind, wobei die einzelnen Forschungspartner (FP) unterschiedliche Themenschwerpunkte bearbeiten:

AP	BS	Thema des Arbeitsschrittes	FP
AP 1		<u>Koordination und Kommunikation</u>	IWW, GI
1.1		Projektleitung und Koordination	
1.2		Kommunikation und Arbeitstreffen	
AP 2		<u>Zusammenstellung, Aufbereitung, Auswertung und Ergänzung von Daten</u>	IWW, GI
2.1	1	Aufbereitung und Auswertung der vorhandenen Daten	
2.2	1	Geologisch-hydraulische Modellvorstellung der Einzugsgebiete	
2.3	1	Hydrogeochemische Modellvorstellung der Einzugsgebiete	
2.4	1	Historische Landnutzungsänderungen und Stoffeinträge	
2.5	1	Aktualisierung der Modellvorstellungen und Stoffeintragshistorie	
2.6	1	Planung und Durchführung ergänzender Erhebung hydrogeochemischer Daten	
AP 3		<u>Massenermittlung Nitratabbauvermögen</u>	TUC
3.1	3	Geohydraulische Position der Filterstrecken	
3.2	3	Räumlich-zeitliche Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit	
3.3	3	Methodenentwicklung zur Quantifizierung des reaktiven Potenzials im Aquifer	
AP 4		<u>Erarbeitung und Anwendung von Bewertungsmethoden</u>	GI, IWW
4.1	1-4	Erarbeitung und Anwendung von Kriterienkatalogen	TZW
4.2	1	Datenbasiertes Screening von 21 Einzugsgebieten hinsichtlich Kriterienkatalog	
4.3	2	Anwendung des Nicomat-Verfahrens	
4.4	3	GIS-basiertes Berechnungsverfahren zur Kosteneffizienz von GW-Schutzmaßnahmen	
4.5	3	Szenarien: Maßnahmen- und Kosteneffizienz-Berechnungen	
4.6	3-4	Nachhaltigkeit und Effizienz von Grundwasser-Schutzmaßnahmen bzgl. Rohwasserbeschaffenheit	
4.7	3-4	Bewertung nachsorgender technischer Maßnahmen und Vergleich mit vorsorgenden Maßnahmen	
AP 5		<u>Datenmodell und Schnittstellen</u>	IWW, GI
5.1	1	einheitliches GIS-basiertes Datenmodell	
5.2	3	Schnittstelle GIS-basierte Kosteneffizienzanalyse zu Nicomat-Verfahren	
5.2	3-4	Schnittstelle Nicomat zu Stoffflussmodell bzw. reaktives Stofftransportmodell	
AP 6		<u>Hydrogeochemische Stofffluss-/ -transportmodellierung</u>	IWW, TUC
6.1	3	Entwicklung und Anwendung hydrogeochemischer Stoffflussmodelle	
6.2	4	Entwicklung und Anwendung reaktiver Stofftransportmodelle	
6.3	3	Wirkungsanalyse von Beschaffenheitsentwicklungen mit Stoffflussmodellen	
6.5	3	Parameterstudien, Sensitivitätsanalysen und Plausibilitätsprüfungen	
6.6	3-4	Einarbeitung der Ergebnisse der hydrogeochemischen Modellierung in das Nicomat-Verfahren	
AP 7		<u>Validierungsuntersuchungen</u>	UFZ
7.1	1-4	Fachliche Begleitung und Prüfung von Zwischenergebnissen	TZW
7.2	3-4	Validierungsrechnungen Nitratnachlieferung ungesättigte Zone	
7.3	3-4	Bohrarbeiten und Grundwasser-/ Feststoffuntersuchungen (Analytik extern)	
AP 8		<u>Dokumentation und Dissemination</u>	
8.1		Zwischenberichte (Statusberichte)	
8.2		Abschlussbericht	
8.3		Leitfaden	

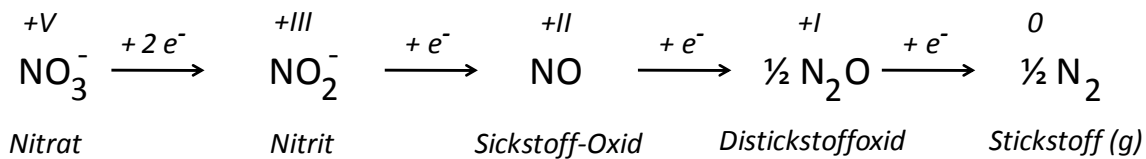
Die dargestellte Untergliederung in Arbeitsschritte orientiert sich am Arbeitsablauf und Zeitplan. Der vorliegende Abschlussbericht ist nach fachlichen Kriterien gegliedert, so dass die genannten Arbeitsschritte nicht zwangsläufig mit den Kapiteln des Berichts korrespondieren.

Die 21 beispielhaft ausgewählten Wassergewinnungsgebiete werden je nach Datengrundlage und definierter Bearbeitungsstufe in verschiedenem Detaillierungsgrad und mit unterschiedlich aufwendigen Methoden untersucht (s. Kap. 4 und 5).

2 Stand von Wissenschaft und Technik

2.1 Überblick zur Denitrifikation

Unter Denitrifikation versteht man die bakterielle und/oder geochemische Reduktion des im Nitrat und Nitrit gebundenen Stickstoffs zu gasförmigen Verbindungen wie NO, N₂O und N₂. Die Denitrifikation läuft dabei meist in einer Kette von mehreren Reaktionsstufen ab (römische Ziffern = Oxidationsstufe):



Voraussetzung für den mikrobiell gesteuerten Denitrifikationsprozess ist das Zusammentreffen von Nitrat, anaeroben Verhältnissen und geeigneten Reduktionsmitteln, die als Substrate (Nährstoffe) für Wachstum und Energiestoffwechsel der beteiligten Bakterien dienen. Die Denitrifikation erfolgt sowohl in der ungesättigten Bodenzone als auch in der gesättigten Zone des Grundwasserleiters.

2.1.1 Nitratabbau in der ungesättigten Zone (Boden)

Unter aeroben Bedingungen werden Stickstoffverbindungen im Boden bei der biologischen Mineralisation zu Nitrat oxidiert, sofern sie nicht durch Organismen für ihr eigenes Wachstum genutzt werden. Dies gilt sowohl für anorganische Ammonium- und Amindünger wie beispielsweise Ammonsulfat oder Carbamid (Harnstoff) als auch für den in Form von Aminogruppen, Aminozuckern und ähnlichen Stoffen organisch gebundenen Stickstoff.

Anteilig kann der Abbau des freigesetzten Nitrats bereits in der ungesättigten Zone stattfinden, wenn im Oberboden infolge hoher Wassersättigung des Bodens die Sauerstoffverfügbarkeit stark eingeschränkt ist. Auch bei geringeren Wassersättigungen kann es zu einer Denitrifikation kommen, wenn es durch eine hohe biologische Aktivität zur Ausbildung sauerstoffarmer oder anaerober Mikroräume innerhalb des Bodens kommt.

Der Umsatz der Denitrifikation in der ungesättigten Zone ist insbesondere von der Verfügbarkeit leicht abbaubarer Biomasse sowie von der Durchlüftung und damit vom Wassergehalt und der Bodenart abhängig. Je geringer der Gasaustausch innerhalb der Bodenporen ist, desto eher können sich die für die Denitrifikation erforderlichen sauerstofffreien Mikromilieus ausbilden. Als Reduktionsmittel dient leicht abbaubarer organischer Kohlenstoff, der in der organischen Substanz des Bodens, vor allem aber in Ernterückständen, Grün- und Wirtschaftsdüngern vorkommt. Durch die sich zersetzende Biomasse wird OC im Oberboden nachgeliefert, so dass sich das Nitratabbauvermögen des Bodens fortlaufend regeneriert.

In Abhängigkeit von den Standortverhältnissen variieren die maximalen N-Reduktionsraten in landwirtschaftlich genutzten Böden zwischen 25 und 150 kg N/(ha·a) (Scheffer, Schachtschabel & Blume 2008; Gäth & al. 1997; Mehranfar 2003). Dennoch können bei hohen N-Einträgen, abhängig vom Bodentyp und von der Wassersättigung, erhebliche Nitratfrachten aus der Bodenzone in den Grundwasserleiter ausgewaschen werden.

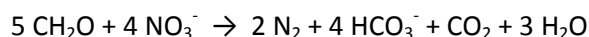
2.1.2 Nitratabbau in der gesättigten Zone (Grundwasserleiter)

Globale Modelle zur Denitrifikation zeigen, dass in Mitteleuropa die Grundwasserleiter den größten Anteil des in die Umwelt eingetragenen Nitrats umsetzen (Seitzinger & al. 2006). Damit das aus der ungesättigten Zone ausgewaschene Nitrat in der gesättigten Zone abgebaut werden kann, muss das Sediment des Grundwasserleiters über ein entsprechendes Nitratabbauvermögen verfügen. Die Reduktion von Nitrat zu molekularem Stickstoff (N_2) ist praktisch die einzige Möglichkeit für einen effektiven in situ-Abbau. Bei den reduktiven Phasen, die thermodynamisch in der Lage sind, Nitrat zu reduzieren, handelt es sich im Wesentlichen um organisch gebundenen Kohlenstoff (OC) und um Eisendisulfide (FeS_2) sowie weitere reduzierte anorganische Schwefelverbindungen (Postma & al. 1991, Tesoriero & al. 2000, Visser & al. 2009, Jorgensen & al. 2009, Korom 1992, u.a.). Entsprechend wird zwischen der heterotrophen und der autolithotrophen Denitrifikation unterschieden.

In geringerem Umfang können auch gelöste zweiwertige Eisen- und Manganionen, Eisen- und Mangan-karbonate oder Eisen^(III)-Silikate sowie Methan an der Denitrifikation beteiligt sein (Appelo & Postma 2005). Die Nitratreduktion durch Eisen^(III)-Silikate spielt aufgrund der nur sehr langsam erfolgenden Freisetzung von zweiwertigem Eisen aus eisenhaltigen Mineralphasen wie Magnetit, Pyroxen, Amphibol oder Tonmineralen praktisch keine Rolle, außer bei sehr langen Aufenthaltszeiten des Grundwassers und bei Fehlen von anderen Reduktionsmitteln (Postma 1990, Postma & Brockenhuus-Schack 1987). Ein Sonderfall der Denitrifikation ist die Nutzung von Methan als Elektronendonator. Im Grundwasser gelöstes Methan kann biogenen oder thermogenen Ursprungs sein. Biogenes Methan entsteht oberflächennah unter stark reduzierenden Bedingungen durch die Fermentation von leicht abbaubarem OC („Sumpfgas“). Dagegen ist thermogen entstandenes Methan aus deutlich tiefer liegenden, hoch inkohlten Schichten über tief reichende geologische Störungen in oberflächennahe Grundwasserleiter migriert („Grubengas“).

Heterotrophe Denitrifikation

Die heterotrophe Denitrifikation, also die Reduktion von Nitrat durch organisch gebundenen Kohlenstoff (OC, vereinfacht als CH_2O dargestellt) in Grundwasserleitern wird durch folgende Formel vereinfacht beschrieben (vgl. Obermann 1988, 1981, 1985; Trudell & al. 1986; Starr & Gilham 1989; Smith & Duff 1988; Smith & al. 1991):



Im GWL liegt OC sowohl feststoffgebunden als auch in gelöster Form (DOC = dissolved organic carbon) vor, welcher durch Zersetzungsprozesse aus der Bodenzone ausgewaschen und mit dem Sickerwasser in die gesättigte Zone transportiert wird. Während DOC zum Großteil aus Fulvin- und Huminsäuren besteht, liegt der im Feststoff gebundene organische Kohlenstoff als fossiles Material in sehr unterschiedlichen Verbindungen in Pflanzenresten, Holz, Torf, Lignit oder/und Huminsäuren vor (Matthess & al. 1992).

Aufgrund der geringen DOC-Konzentrationen von meist nur wenigen mg/l kann dessen Anteil an der Denitrifikation in den meisten Wassergewinnungsgebieten praktisch vernachlässigt werden.

Aktuelle Messungen an verschiedenen europäischen Standorten ergaben im oberflächennahen Sickerwasser mittlere DOC-Konzentrationen von 11 mg/l (Forst), 12 mg/l (Acker) und 9 mg/l (Grünland), die infolge der Sauerstoffzehrung unabhängig von der Flächennutzung während der Durchsickerung der ungesättigten Zone zu mittleren DOC-Werten von unter 5 mg/l im neugebildeten Grundwasser führten (Kindler & al. 2011). Der vollständige Umsatz von 1 mg DOC (= 0,083 mmol OC) würde zur Denitrifikation von 4,1 mg Nitrat (0,066 mmol) führen, ein vollständiger Umsatz des mittleren DOC-Eintrags von 5 mg/l durch die Denitrifikation würde somit höchstens 20 mg/l Nitrat abbauen. Der tatsächliche Nitratabbau durch DOC im Grundwasserleiter ist jedoch wesentlich geringer, da die Reaktivität des DOC und dessen Bioverfügbarkeit für Mikroorganismen bereits in der ungesättigten Zone durch die Sauerstoffzehrung stark abgenommen hat (Green & al. 2008, Tesoriero & Puckett 2011, Chapelle & al. 2012).

Neben Nitrat werden auch Sauerstoff und Sulfat als weitere Oxidationsmittel mit dem Sickerwasser in gelöster Form in den Grundwasserleiter eingetragen, welche auf der Fließstrecke des Grundwassers in Reaktionskontakt mit feststoffgebundenen Reduktionsmitteln gelangen und zu einer Abfolge von Redoxreaktionen führen. Mit dem OC-Umsatz läuft eine charakteristische Sequenz an Redoxreaktionen ab (Abb. 2-1). Hierbei handelt es sich jeweils um Elektronentransferreaktionen, bei denen Elektronen vom Reduktionsmittel (Elektronendonator) auf Elektronenakzeptoren, wie die mit dem Grundwasserstrom angelieferten Oxidationsmittel übertragen werden. Der Energiegewinn jeder Redoxreaktion wird durch ihre freie Reaktionsenthalpie (ΔG°_f) beschrieben. Entsprechend des jeweiligen Energiegewinns findet auf der Fließstrecke zunächst die Zehrung des molekularen Sauerstoffs, anschließend die Denitrifikation und letztlich die Sulfatreduktion statt. Je nach Zusammensetzung des Sediments kann es auch zu einer reduktiven Lösung von Mangan- und Eisenoxiden kommen.

Die sequenzielle Abfolge der Redoxreaktionen führt häufig zu einer hydrogeochemischen Schichtung von Grundwasserkörpern, die sich auch in einer zum Teil sprunghaften Abnahme des Redoxpotenzials (E_H -Wert) zeigt. Junge sauerstoff- und nitratthaltige Grundwässer mit hohen Redoxpotenzialen ($E_H \gg 400$ mV) werden von stärker reduzierten ($E_H \ll 400$ mV), sauerstoff- und nitratfreien Grundwässern unterlagert. Je nach Art und Umsatz der Denitrifikationsprozesse weisen diese Wässer höhere Konzentrationen der Reaktionsprodukte auf, wie höhere (Hydrogen-) Carbonat- oder Eisen-/ Sulfatkonzentrationen. Die Vielzahl konkurrierender, teils auch reaktionskinetisch gehemmter Redoxreaktionen und der daran gekoppelten Gleichgewichtsreaktionen erfordert oft hydrogeochemische Modellrechnungen, die über ein qualitativ-schematisches Prozessverständnis hinausgehen (s. Kap. 2.4).

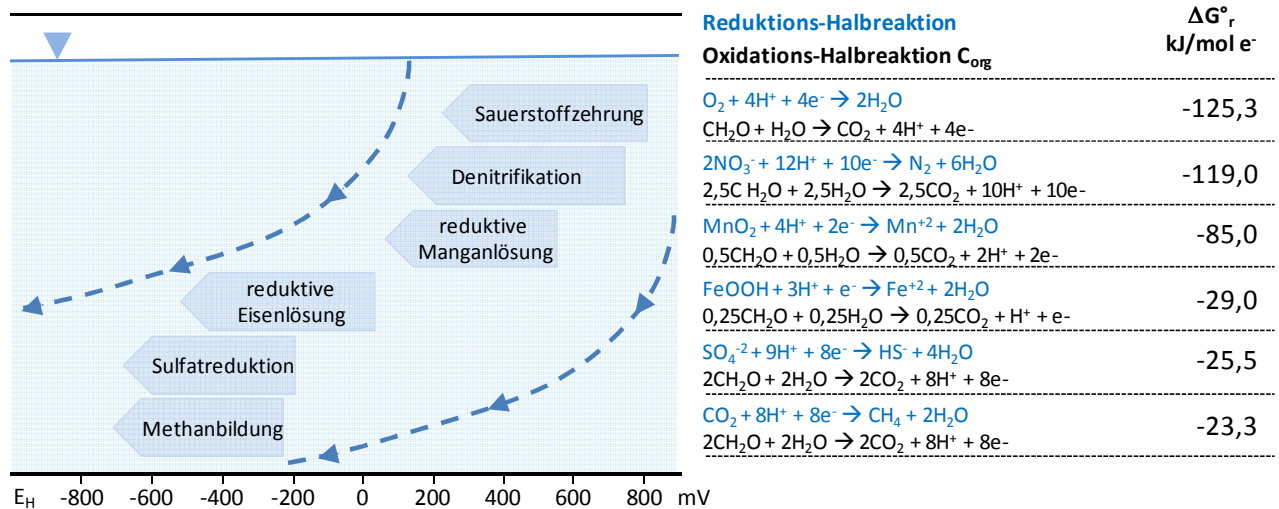


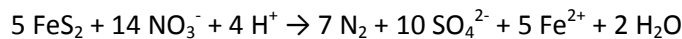
Abb. 2-1 Abfolge mikrobiologisch katalysierter Redoxreaktionen unter Beteiligung von organisch gebundenem Kohlenstoff (OC oder C_{org}) entlang der Grundwasserfließrichtung; Redoxpotenzialbereiche der zugehörigen Reduktions-Halbreaktionen und freie Reaktionsenthalpie (ΔG°_f) der Redoxreaktionen, gültig für $pH = 7$ (nach Sigg & Stumm 1996, Appelo & Postma 2005, Buss et al. 2005, Korom 1992, Tesoriero & Puckett 2011).

Redoxreaktionen folgen zwar thermodynamischen Gesetzmäßigkeiten, sind aber insbesondere für OC kinetisch gehemmt, so dass sie mikrobiologisch katalysiert werden müssen (Sigg & Stumm 1996). Dabei nutzen die Mikroorganismen einen Teil der bei den Redoxreaktionen frei werdenden Reaktionsenthalpie für ihren Energiestoffwechsel und ihr Wachstum. Denitrifizierende Mikroorganismen treten im Grundwasser generell als Artgemeinschaften auf und zeigen eine sehr hohe Diversität (Griebler & Lueders 2009). Teilweise gehen Mikroorganismen in einer Gemeinschaft eine Symbiose ein, indem sie ihre Enzymaktivitäten gegenseitig zur schrittweisen Denitrifikation aufeinander abstimmen. Durch ihre hohe Arten-

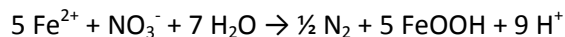
vielfalt ist eine Bestimmung von denitrifizierenden Mikroorganismen aufwändig. Viele heterotrophe Bakterien sind fakultative Anaerobier, sie können bei geringen Sauerstoffkonzentrationen von der Sauerstoffzehrung auf die Denitrifikation umschalten. Die bekanntesten Gattungen der hetero- und autolithotrophen Denitrifizierer im Grundwasser sind *Pseudomonas denitrificans*, *Thiobacillus denitrificans*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Gallionella ferruginea* und *Avidovorax*-Gruppen (Chapelle 2001, Rivett & al. 2008). Denitrifizierer in der Bodenzone zeigen ebenfalls eine hohe Diversität und umfassen Bakterien, Eukaryoten und Archaea (Wallenstein & al. 2006).

Autolithotrophe Denitrifikation

Bei der autolithotropen Denitrifikation werden feststoffgebundene oder im Grundwasser gelöste anorganische Verbindungen, vor allem reduzierte Schwefelverbindungen, als Elektronendonatoren genutzt. Diese können sulfidische Verbindungen, z.B. monosulfidisch in gelöster Form als Schwefelwasserstoff (H_2S , HS^-), feststoffgebunden als Disulfid (z. B. FeS_2 , Pyrit) oder als metastabile Zwischenprodukte bei der Oxidation zum Sulfat (z.B. S^0 , elementarer Schwefel; $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$, Thiosulfat) vorliegen. Insbesondere feststoffgebundene Eisendisulfide (Pyrit) bilden das Nitratabbauvermögen anaerober Grundwasserleiter. Die Oxidation von Pyritschwefel zu Sulfatschwefel durch Nitrat unter mikrobieller Katalyse vor Schwefelbakterien (vor allem *Thiobacillus denitrificans*) lässt sich wie folgt darstellen (Kölle 1982; Kölle & al. 1982):



Als ‚Nebenreaktion‘ an die Oxidation von Pyrit durch Nitrat können sich die Oxidation des aus dem Pyrit freigesetzten zweiwertigen Eisens und die anschließende Fällung als Eisen^(III)-Hydroxooxid anschließen, wobei die Nitratreduktion durch Eisen^(III) abiotisch oder mikrobiell katalysiert ablaufen kann (Davidson 2003, Korom 1992, Ottley 1997):



Die an die Oxidation von Pyrit gekoppelte Reduktion von Nitrat tritt weit verbreitet auf und ist u. a. für Quartär-Grundwasserleiter Norddeutschlands (Kölle & al. 1982), der Niederlande (van Beek & al. 1989), Dänemarks (Postma & al. 1991), der USA (Böhlke & al. 2002) und im Tertiär der Niederrheinischen Bucht (Cremer 2002) beschrieben.

Umsatzraten der Denitrifikationsprozesse

Häufig wird Pyrit bei der Denitrifikation gegenüber dem weniger reaktiven organischen Kohlenstoff bevorzugt (Postma & al. 1991; Appelo & Postma 1996; Böttcher & al. 1991; van Beek 2000). Bezogen auf die umgesetzte Menge an Nitrat wird bei der Nitratreduktion durch OC mehr Energie gewonnen als bei der Denitrifikation durch Eisendisulfid. Obwohl die Nitratreduktion durch OC thermodynamisch bevorzugt ist, werden die Art der Denitrifikation und somit auch die ablaufende Reduktionsreaktion durch die Reaktionskinetik bestimmt (Appelo & Postma 1996). Die autolithotrophe Denitrifikation kann vorherrschen, obwohl im Grundwasserleiter teilweise deutlich höhere Gehalte an organischem Material vorliegen können, wie ein Beispiel in miozänen Ablagerungen mit umgelagerter Braunkohle in Dänemark zeigt (Postma & al. 1991).

In den Literaturangaben wird bei der Denitrifikation selten explizit zwischen den Reduktionsmitteln OC und Pyrit unterschieden. Pyrit wird meist als der dominante Elektronendonator bei der Denitrifikation angesehen, wenn OC und Pyrit gemeinsam im Sediment des Grundwasserleiters vorliegen (Böttcher & al. 1989, Postma & al. 1991, Jorgensen & al. 2009, Tesoriero & al. 2000, Zhang & al. 2009, 2012). Wie die Standorte Oostrum, Karlsruhe und Fuhrberg (Tab. 2-1) zeigen, hängen hohe Nitratabbauquoten im Grundwasserleiter häufig mit hohen Pyritgehalten zusammen. Hohe Gehalte an OC bedeuten hingegen nicht eine hohe Denitrifikation, wie die Standortbeispiele Perham und Stevenson (Tab. 2-1) zeigen. In Princeton bezieht sich die vergleichsweise geringe Umsatzrate auf die heterotrophe Denitrifikation. Für die Umsatzrate der heterotrophen Denitrifikation ist die Reaktivität des OC und nicht dessen Gehalt im Grundwas-

serleiter entscheidend. Die OC-Reaktivität variiert erheblich zwischen gut abbaubarem rezemtem Material und gering reaktiven fossilem Lignit und Kohle (Westrich & Berner 1984; Appelo & Postma 1996; Meyer & al. 1987; Tesoriero & Puckett 2011) (Tab. 2-1).

Tab. 2-1 Zusammenstellung von Literaturangaben zu Umsatzraten für Sauerstoffzehrung und Denitrifikation in Relation zu den gemessenen Gehalten an OC und Sulfidphasen (0,1 Gew.-% entspricht 1.000 mg/kg).

Standort	Sauerstoffzehrung mmol/(l·a)	Denitrifikation mmol/(l·a)	Gehalt OC Gew.-%	Gehalt Pyrit-S Gew.-%	Literaturquelle
Fuhrberg (D)	-	0,73	0,5	0,1	Böttcher & al. 1989; Strebel & al. 1992
Jütland (DK)	0,06	0,31	0,06	0,02	Postma & al. 1991
Oostrum (B)	-	6,0	-	0,4	Zhang & al. 2009, 2012
Princeton (USA)	0,04	0,02	0,17	0,07	Böhlke & al. 2002
Perham (USA)	0,05	0,02	0,36	-	Tesoriero & Puckett 2011
Stevenson (USA)	0,15	0,09	1,2	-	Tesoriero & Puckett 2011
Karlsruhe, ND (USA)	-	0,97	0,17	0,05	Korom & al. 2012

2.2 Bisherige Ansätze zur Charakterisierung und Quantifizierung des Nitratabbauvermögens

Nitratkonzentrationen von mehreren 10er mg/l im Grundwasser der Vorfeldmessstellen oder der Nachweis von Nitrat im Rohwasser sind erste Anzeichen für eine Nitratbelastung der wasserwirtschaftlich genutzten Ressourcen. Um die Gefährdung der Ressourcen einschätzen zu können, um geeignete Grundwasserschutzmaßnahmen zu initiieren und um letztlich eine langfristige qualitätsorientierte und effiziente Bewirtschaftungsstrategie zu entwickeln, muss ein hinreichendes Verständnis der im Einzugsgebiet ablaufenden hydrogeochemischen Prozesse erarbeitet werden. Dieses Prozessverständnis muss auf einer differenzierten Betrachtung der Nitratreinträge basieren (s. Kap. 6) und sollte auch eine Quantifizierung der Abbauprozesse sowie eine Einschätzung zur Endlichkeit der für die Denitrifikation zur Verfügung stehenden Stoffdepots umfassen. Um das erforderliche Prozessverständnis zu gewinnen, stehen verschiedene analytische Methoden für Feld- und Laborversuche sowie verschiedene modellbasierte Methoden zur Verfügung oder werden derzeit entwickelt. Im Folgenden werden zunächst verfügbare analytische Methoden dargestellt und diskutiert:

- (1) N₂/Argon-Methode,
- (2) Push-Pull-Versuche mit ¹⁵N-Nitrat-Tracer,
- (3) Isotopenfraktionierung stabiler Isotope,
- (4) Einsatz atmosphärischer Umwelttracer zur Bestimmung von Fließzeiten,
- (5) Azetylenbasierte Methoden zur Bestimmung der Denitrifikation,
- (6) Laborversuche mit Bohrkernproben zur Bestimmung der Nitratabbaukinetik,
- (7) Festphasenuntersuchungen zur Bestimmung der Gehalte reaktiver Phasen.

Im Anschluss an die Diskussion analytischer Methoden werden modellbasierte Verfahren dargestellt. Die darauf aufbauend im Rahmen dieses DVGW F&E Vorhabens entwickelten und angewendeten modellbasierten und analytischen Methoden zur Charakterisierung und Quantifizierung des Nitratabbaus und des Nitratabbauvermögens werden in Kapitel 5 und Kapitel 7 vorgestellt.

Analytische Methoden für Feld- und Laborversuche

(1) Die N_2 /Argon-Methode bietet über die Messung der N_2 - und Argon-Konzentration im Grundwasser die Möglichkeit, den Umfang des Nitratabbaus im Grundwasserleiter entlang des Fließweges zwischen Eintrag und Grundwassermessstelle zu bestimmen (NLWKN 2012). Da N_2 außer als Endprodukt der Nitratreduktion auch ein Hauptbestandteil der Atmosphäre ist, muss die gemessene N_2 -Konzentration mit Hilfe des konservativen Tracers Argon um das aus der Atmosphäre stammende N_2 korrigiert werden. Über das Verhältnis zum Inertgas Argon können der atmosphärische Anteil der N_2 -Konzentration und der aus dem Nitratabbau stammende Anteil ermittelt werden. Zusammen mit der Nitratkonzentration am Beprobungs-ort lässt sich daraus auch die Nitrateintragskonzentration in den Grundwasserleiter berechnen. Liegen Kenntnisse zur Fließzeit des Grundwassers vom Ort der Grundwasserneubildung bis zum Ort der Beprobung vor, kann auch die Umsatzrate ermittelt werden (Böhlke & al. 2002, Groffmann & al. 2006). Der Einfluss der Denitrifikation auf die N_2 -Konzentration im Grundwasser liegt etwa um den Faktor 1000 höher als der atmosphärische Einfluss, so dass realistische Eintragskonzentrationen und Umsatzraten ermittelt werden können (Groffmann & al. 2006).

(2) Eine derzeit in Entwicklung befindliche in situ-Methode zur lokalen Bestimmung von Umsatzraten stellt die ^{15}N -Tracer-Methode dar (Eschenbach 2009, 2013). Dabei wird Wasser mit ^{15}N -markiertem Nitrat über eine Grundwassermessstelle in den Grundwasserleiter injiziert und nach wenigen Tagen zurückgefördert. Im zurückgeführten Grundwasser wird anschließend der ^{15}N -Anteil des entstandenen N_2 gemessen. Diese Methode hat sich bewährt und wird in wissenschaftlichen Studien zur Bestimmung der Denitrifikation verwendet. Sie kann mit anderen Methoden kombiniert werden, wie z.B. der N_2 /Argon-Methode. Ein Nachteil der ^{15}N -Tracer-Methode ist, dass die analytischen Messungen teuer und aufwändig sind. Ein routinemäßiger Einsatz in Wassergewinnungsgebieten findet derzeit kaum statt.

(3) Stabile-Isotopen-Verfahren nutzen die Isotopenfraktionierungen von Nitrat-N, Nitrat-O, Sulfat-S und Sulfat-O ($\delta^{15}N$, $\delta^{18}O$ und $\delta^{34}S$) aus, um den Nitratabbau und die dominierenden Abbauprozesse zu identifizieren (Böttcher & al. 1990; Knöller & al. 2005). Der $\delta^{15}N$ -Wert gibt das Isotopenverhältnis zwischen ^{15}N und ^{14}N in ‰ bezogen auf einen Standard an. Für $\delta^{15}N$ wird atmosphärisches N_2 , für $\delta^{18}O$ VSMOW („Vienna Standard Mean Ocean Water“) und für $\delta^{34}S$ VCDT („Vienna Canyon Diablo Troilite“) als Standard verwendet. Auf Grund der Isotopenfraktionierung steigen bei der Nitratreduktion der $\delta^{15}N$ -Wert und $\delta^{18}O$ -Wert im Verhältnis 2:1 an. Der $\delta^{34}S$ -Wert von Sulfat kann sich bei der autolithotrophen Denitrifikation verändern, wenn der im Vergleich zum gelösten Sulfat meist isotopisch leichtere Pyrit-Schwefel zu Sulfat oxidiert wird. Ist die Isotopenzusammensetzung im Eintrag der Flächennutzung bekannt, kann durch die Isotopenfraktionierungen der dominierende Denitrifikationsprozess identifiziert werden. Für die Quantifizierung des Umsatzes muss auch die Eintragskonzentration bekannt sein (z.B. N_2 /Argon-Methode). Nachteil der Isotopenverfahren ist insbesondere der hohe analytische Aufwand.

(4) Mit der Messung von in situ-Gradienten atmosphärischer Umwelttracer kann ebenfalls die Nitrat-Umsatzrate bestimmt werden. Diese Methode basiert auf der Altersbestimmung von Grundwasser durch atmosphärische Umwelttracer (3H , 3He , FCKW, SF_6 , ^{14}C). Über das Grundwasseralter kann die (mittlere) Nitrat-Umsatzrate berechnet werden, wenn die Nitratkonzentration bei der Grundwasserneubildung bekannt ist. Der Vorteil dieser Methode ist, dass die Denitrifikation über einen langen Zeitraum und über eine große Fläche gemessen wird. Jedoch darf keine Heterogenität im Grundwasserleiter vorliegen. Ein weiterer Nachteil ist, dass Mischungen von unterschiedlich alten Grundwässern falsche Ergebnisse liefern.

(5) Bei azetylenbasierten Methoden zur Bestimmung der Denitrifikation wird die Reduktion von N_2O zu N_2 mit Ethin (C_2H_2) unterdrückt. Damit erfolgt der Reduktionspfad von Nitrat über Nitrit, NO, N_2O (Lachgas) nicht zu N_2 (s. Kap. 2), sondern endet bei N_2O , so dass N_2O analytisch gemessen werden kann. Diese Methode wird häufig „ex situ“ angewendet. Dabei werden mehrere Versuche zeitgleich durchgeführt, um auch bei hoher zeitlicher und räumlicher Variabilität der Nitrat-Umsatzraten aussagekräftige Ergebnisse zu gewährleisten. Zusätzlich ist sie robust bei mittleren und hohen Nitratkonzentrationen. Jedoch kann bei der Anwendung von C_2H_2 die Nitrat-Umsatzrate unterschätzt werden.

(6) Mit Batch- und Säulenversuchen kann das Nitratabbauvermögen in Sedimentproben ermittelt werden. Dabei werden Sedimentproben des Grundwasserleiters durch eine Trockenbohrung mit Kerngewinn entnommen und bis zur weiteren Verwendung mit Argon begast und tiefgefroren gelagert (Wisotzky & al. 2011). In Batchversuchen wird die gestörte Sedimentprobe über die Versuchsdauer inkubiert und der stattfindende Nitratabbau gemessen. In Säulenversuchen können u.U. ungestörte Sedimentproben mit Nitrat angereichertem Grundwasser im Kreislauf durchströmt werden (Leson & Wisotzky 2012). Durch eine regelmäßige Beprobung des zirkulierenden Grundwassers in der Säule auf Nitrat, Nitrit, Sulfat, Eisen, CO₂-gesamt, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit kann die Denitrifikation von Pyrit und OC in der Sedimentprobe berechnet werden. Das Nitratabbauvermögen des eingebauten Sediments wird bestimmt, in dem die Versuche bis zur Einstellung des Nitratabbaus betrieben werden. Der Vorteil dieser Säulenversuche liegt darin, dass der Nitratabbau in einem geschlossenen System stattfindet und somit vollständig bilanziert werden kann. Diese Methode ergibt lediglich Punktdaten für das Nitratabbauvermögen in einem Grundwasserleiter und benötigt dafür mehrere Sedimentproben und entsprechende Bohrungen mit Kerngewinn.

(7) Im Hinblick auf die Endlichkeit des Nitratabbauvermögens im Grundwasserleiter werden Methoden eingesetzt, um in Bohrkernproben die Gehalte reduktiver Phasen analytisch zu bestimmen. Die Messung der gesamten organischen Kohlenstoff-Gehalte (TOC) in Boden- und Sedimentproben ist ein Standardverfahren (DIN ISO 10694). Da das Verfahren im Allgemeinen nicht zwischen reaktiven und refraktären Anteilen der organischen Substanz unterscheiden kann, sind die gemessenen Gehalte hinsichtlich der für den Nitratabbau tatsächlich zur Verfügung stehenden reaktiven Gehalte wenig aussagekräftig.

Zur Bestimmung der Sulfidgehalte in Bohrkernproben wurden in der Vergangenheit verschiedene Methoden eingesetzt. Beispielhaft sind in Tab. 2-2 in der Literatur angegebene Gehalte für unterschiedliche Lokationen einschließlich der verwendeten Bestimmungsmethoden angegeben. In einigen Publikationen wurden nur die Gesamt-Schwefelgehalte bestimmt und unter der (teilweise unzulässigen) Annahme als Sulfid-Schwefelgehalte interpretiert, dass organischer Schwefel und andere Schwefelspezies mengenmäßig vernachlässigbar sind. Andere Methoden versuchen den organischen Schwefel durch sequenzielle Extraktionsmethoden oder sequenzielle Verbrennung zu extrahieren und anschließend den Sulfid-Schwefelgehalt zu bestimmen (Tab. 2-2). Mit der Chrom^(III)-reduzierbaren Schwefelmethode (CRS-Methode) lassen sich spezifisch die Sulfid- bzw. Disulfid-Gehalte in Festphasenproben bestimmen. Die CRS-Methode wurde bislang u.a. zur Prüfung fester Brennstoffe eingesetzt (DIN 51724-2).

Tab. 2-2 Zusammenstellung von Literaturangaben zu in verschiedenen Wassergewinnungsgebieten gemessenen bzw. geschätzten Gehalten an OC und Sulfidphasen, den verwendeten Analysemethoden und ihrer Bestimmungsgrenze (BG).

Literatur-Quelle	Gewinnungsgebiet	Messwerte (Di-)sulfid (mg-S/kg)	Analysemethode
Wisotzky & al. (2011)	Halterner Sande (NRW)	<BG bis max. 1.800 (BG = 200 mg-S/kg)	Sequentielle Verbrennung bei 550°C
Zhang & al. (2009)	Oostrum (Niederlande)	267 bis max. 4.544	S _{ges} , sequentielle Extraktion
Pätsch (2006), Pätsch & al. (2007)	Thülsfelde (Niedersachsen)	(i) 61 bis 2.145 (ii) max. 2.900	(i) Chrom-reduzierbarer Schwefel (ii) Differenz S _(ges) – S (elulierbar, H ₂ O)
Konrad (2006)	Wehnsen (Niedersachsen)	Mittel 1.570 Max. 8.490	Differenz S _(ges) – S (elulierbar, H ₂ O)
Konrad (2006)	Sulingen (Niedersachsen)	Mittel 330 Max. 680	Differenz S _(ges) – S (elulierbar, H ₂ O)
Strebel & al. (1985), Strebel & al. (1992)	Fuhrberger Feld (Niedersachsen)	28 bis über 236	Sulfatbildungsvermögen (8-monatiger Brutversuch)

Die Bestimmungs- oder Nachweisgrenze der Sulfid-Bestimmung wird meist mit 0,02 Gew.-% Schwefel (d.h. 200 mg-S/kg Festphase) abgeschätzt (Mäurer & Wisotzky 2008, Wisotzky & al., 2011). Während diese Bestimmungsgrenze für die Analyse sulfidreicher Sedimentproben ausreichend ist (Mäurer & Wisotzky 2008; Wisotzky & al. 2011, Leson & Wisotzky 2012), stehen im Hinblick auf ein nachlassendes Nitratabbauvermögen in Gewinnungsgebieten teilweise nur weit niedrigere Gehalte von Sulfid- und Disulfidschwefel (Pyrit) zur Verfügung, die mit der genannten Bestimmungsgrenze nicht quantifiziert werden können. Im Rahmen dieses F&E-Projektes wurde aufbauend auf DIN 51724-2 eine Festphasenanalytik eingesetzt und validiert, die eine ausreichend niedrige Bestimmungsgrenze erreicht (Kap. 7).

Um die Verfügbarkeit und Reaktivität der organischen Kohlenstoff-Verbindungen und der Sulfidphasen zu bestimmen, werden vermehrt Batch- und Säulenversuche mit Bohrkernproben im Labor durchgeführt (Konrad 2006; Jørgensen & al. 2009; Leson & Wisotzky 2012; Kludt & al. 2013). Die in diesen Laborversuchen bestimmten kinetischen Raten umfassen mehrere Größenordnungen (Tab. 2-1). Da bei der Probenahme und -vorbereitung von Batch- und Säulen-Versuchen die physikalische Struktur der Probe zerstört wird, ist die Übertragbarkeit der im Labor bestimmten Nitrat-Umsatzrate auf reale in situ-Verhältnisse im Grundwasserleiter bisher nur eingeschränkt möglich.

Festphasenanalysen von Bohrkernproben sind mit erheblichem apparativem und analytischem Aufwand verbunden und können naturgemäß nur Punktinformationen für den Ort der Bohrung liefern. Die für repräsentative Aussagen notwendige Anzahl an Bohrungen ist in größeren Wassergewinnungsgebieten aus finanziellen Gründen oftmals nicht zu leisten. Die Mehrzahl der in diesem Kapitel dargestellten analytischen Methoden befinden sich derzeit noch in der wissenschaftlichen Entwicklung oder werden erst langsam in die Praxis eingeführt, wobei deutliche Fortschritte in der Methodenentwicklung und durch messtechnische Verbesserung sowie durch verbesserte Interpretation von Isotopenanalysen erreicht wurden. Darüber hinaus sind die meisten Methoden hinsichtlich ihrer räumlichen Aussagekraft beschränkt bzw. würden bei einer einzugsgebietsrepräsentativen Anwendung einen erheblichen Kostenaufwand bedeuten. Bisherige Ergebnisse dieser Verfahren werden deshalb als „nützliche Schätzungen“ angesehen, die durch Integration in modellbasierte Ansätze auf Plausibilität geprüft werden sollten und nur unter Vorbehalt in die Fläche extrapoliert werden dürfen.

Mit Hilfe solcher integrativen modellbasierten Ansätze sollten insbesondere die bereits vorhandenen Beschaffenheitsdaten der Wasserversorgungsunternehmen ausgewertet werden, zumal die vorliegenden Zeitreihen auch Rückschlüsse über die zeitliche Entwicklung der Abbauprozesse erlauben. Können diese Daten prozessorientiert ausgewertet werden, stünden praxistaugliche Methoden für die Charakterisierung und Quantifizierung des Nitratabbauvermögens zur Verfügung.

Massenbilanzen und modellbasierte Methoden

Massenbilanzen eignen sich für die Abschätzung der Denitrifikation bei flächenhaft auftretenden Nitratflüssen in Einzugsgebieten (Strebel & al. 1985, Groffmann & al. 2006, Korom & al. 2012). Um die Denitrifikation über einen ausgewählten Zeitraum für ein Einzugsgebiet retrospektiv zu quantifizieren, werden Angaben zur Eintrags- und Austragsfracht benötigt. Um Frachten zu ermitteln, muss die Wasserbilanz mit den Eintrags- sowie Austragskonzentrationen verknüpft werden. Da eine Speicherung von Nitrat im Grundwasserleiter praktisch nicht stattfindet, sondern nur Transport- und Abbauprozesse wirken, kann über die Differenz zwischen dem Nitratreintrag über die Neubildung und die Infiltration von Oberflächengewässern und dem Nitrataustrag mit dem Rohwasser der Umsatz der Denitrifikation abgeleitet werden. Messungen von räumlich ausgebreiteten Nitratflüssen sind jedoch ungenau, so dass Massenbilanzen lediglich eine Schätzung über die Menge des abgebauten Nitrats erlauben (Groffmann & al. 2006).

Durch die Bilanzierung von Sulfatflüssen kann die autolithotrophe Denitrifikation theoretisch quantifiziert werden und der Anteil der chemoorganotrophen Denitrifikation daraus abgeleitet werden. Sulfatbilanzen sind aufgrund der Vielzahl und der Variabilität an Eintragsquellen (wie Düngung, Deposition, Oxidation

von Eisenmonosulfiden in hydromorphen Böden, Denitrifikation, Sulfatreduktion) nur eingeschränkt nutzbar und aussagekräftig.

Nachteil der Massenbilanzen ist, dass der Nitratintrag in den Grundwasserleiter abgeschätzt wird, wodurch es zu Über- oder Unterschätzung der umgesetzten Nitratfrachten kommen kann. Darüber hinaus muss auch ein räumlicher und aus den mehrjährigen Sicker- und Fließzeiten resultierender zeitlicher Bezug zwischen Eintrag und Entnahme berücksichtigt werden. Aufbauend auf dem Stoffbilanzansatz kann eine schnelle und einfache Abschätzung der Nitratabbauleistung von Grundwasserleitern durchgeführt werden (s. Kap. 7.2). Eine Differenzierung zwischen den Denitrifikationsprozessen auf Grundlage von Einzugsgebietsbilanzen ist aber nicht möglich.

Stöchiometrische Methoden basieren auf den molaren Verhältnissen der Reaktionsedukte und Produkte der Nitratabbaureaktionen (s. Kap. 2.2). Durch den Abbau von Nitrat kommt es zur Freisetzung von Sulfat und/ oder einer Änderung der Hydrogencarbonatkonzentration. Anhand der Stöchiometrien der Reaktionsgleichungen kann die freigesetzte Menge dieser beiden Stoffe bestimmt werden. Durch die Messung der tatsächlichen Sulfat- und Hydrogencarbonatkonzentrationen im Grundwasser kann im Umkehrschluss der Anteil zwischen autolithotropher und heterotropher Denitrifikation bestimmt werden. Der Vorteil dieser Methode ist, dass mit geringem Aufwand die Art der Denitrifikation und deren quantitativer Anteil an der Denitrifikation ermittelt werden kann. Dabei werden lediglich die Nitrat-, Sulfat- und Hydrogencarbonatkonzentration in der Grundwasserneubildung und im Grundwasser bzw. Rohwasser benötigt. Ein Nachteil ist, dass durch die stöchiometrischen Reaktionsgleichungen nicht der gesamte und wesentlich komplexere Reaktionsablauf im Grundwasserleiter abgebildet wird, sondern eine Vereinfachung auf wenige, relevante Reaktionswege stattfindet. Zusätzlich sind die Eintragskonzentrationen der Denitrifikationsprodukte Sulfat und Hydrogencarbonat unbekannt, so dass es zu einer Über- oder Unterschätzung des Anteils der autolithotrophen Denitrifikation bzw. der heterotrophen Denitrifikation kommen kann.

Zur Bewertung von Belastungssituationen und Optimierung von Nitratminderungsstrategien wurden überregionale konzeptionelle Modelle entwickelt, die flächenhaft vorliegende Grundlagendaten zur Hydrologie, Hydrogeologie und Flächennutzung mit aggregierten Hoftorbilanzen auf Gemarkungs-, Gemeinde- oder Kreisebene auswerten und mit stochastischen Modellen zur Grundwasserfließrichtung und -verweilzeit verschneiden (Wendland & al. 1993, Kuhr & al. 2011). Ein Vergleich mit gemessenen Nitratkonzentrationen zeigt, dass diese Modelle ausreichend sind, um auf einer groben Maßstabsebene Flächen mit potenziell hoher Nitratbelastung hinreichend zu beschreiben und regional einzuengen (Kuhr & al. 2011). Hydrogeochemische Reaktionen, wie autolithotropher und heterotropher Nitratabbau unter Aufzehrung des Nitratabbauvermögens, können in diesen Modellen jedoch modellbedingt nicht abgebildet werden. Die verwendeten stochastischen Modellansätze sind zudem nicht in der Lage, die Grundwasserströmungsverhältnisse auf der Maßstabsebene von Wassergewinnungsgebieten hinreichend genau zu beschreiben, so dass diese Modelle zur Planung und Optimierung von Maßnahmen im kooperativen Gewässerschutz kaum Anwendung finden können.

2.3 Hydrogeochemische Modellierung

Oft kann aus der Zeitreihenentwicklung der Grundwasserbeschaffenheit (Vorfeldmessstellen) oder des Rohwassers (Förderbrunnen) nicht einfach auf die ursächlichen hydrogeochemischen Prozesse geschlossen werden, da sich eine Vielzahl räumlich und zeitlich differenzierter Eintrags- und Umsatzprozesse überlagern. Hierzu gehören beispielsweise Änderungen in der Flächennutzung und in der Quantität der Nitratinträge sowie wechselnde An- und Zustromverhältnisse bei Brunnen und Messstellen. Auch erfolgt die Denitrifikation oftmals sowohl durch Pyrit als auch durch OC, jeweils mit spezifischen Umsatzraten und einer unterschiedlich schnellen Erschöpfung des jeweiligen Anteils am Abbauvermögen. In solchen Fällen kann eine beobachtete Beschaffenheitsentwicklung meist nur noch mit Hilfe hydrogeochemischer Modellrechnungen nachvollzogen werden.

Bei hydrogeochemischen Modellen steht die möglichst umfassende Beschreibung der Wechselwirkungen zwischen einer wässrigen Lösung und den damit im Reaktionskontakt stehenden Gas- und Mineralphasen im Vordergrund. Reaktive Stofftransportprozesse können, meist vereinfacht als eindimensionaler Stofftransport, entlang einer Stromröhre beschrieben werden. Grundbaustein der Modelle ist die Berechnung der Konzentrationen und der Speziesverteilungen der in der wässrigen Phase gelösten Stoffe im Gleichgewicht mit den vorliegenden Gas- und Mineralphasen. Darauf aufbauend können weitere Reaktionen wie Ionenaustausch und Sorption berücksichtigt werden, sofern hierfür Gleichgewichtskonstanten bekannt sind. Besonderes Augenmerk ist auf die verwendeten thermodynamischen Datensätze zu legen. Quasi-standardisierte Datensätze, wie sie beispielsweise PHREEQC zur Verfügung stellt, sind generell als verlässlicher einzustufen als nutzerspezifisch zusammengestellte oder modifizierte Datensätze.

Wird eine zeitliche Auflösung bei der Modellierung vorgegeben, so können auch reaktionskinetisch definierte irreversible Reaktionen berücksichtigt werden. Die Ermittlung des thermodynamisch stabilen Gleichgewichtszustands erfolgt über alle Gleichgewichtskonstanten innerhalb des betrachteten Systems, wobei die Einstellung eines chemischen Gleichgewichts und die Erfüllung der Massenbilanz vorausgesetzt werden. Das sich ergebende nichtlineare Gleichungssystem wird iterativ gelöst. Zu den am häufigsten verwendeten Modellierungsprogrammen gehören u. a. MINTEQA2 (Felmy & al. 1983; Allison & al. 1990), WATEQ4F (Ball & Nordstrom 1991), EQ3/6 (Wolery 1992), GWB (Bethke 2004 a, b) und PHREEQC (Parkhurst & Appelo 1999). Neben EQ3/6 weist PHREEQC das größte Anwendungsspektrum und die höchste Funktionalität auf.

Gekoppelt an Grundwasserströmungsmodelle wurden eine Reihe leistungsfähiger Transportmodellbausteine entwickelt. So bauen z. B. MT3DMS (Zheng & Wang 1999) und RT3D (Clement 1997) auf dem weitverbreiteten Strömungsmodell MODFLOW (McDonald & Harbaugh 1988; Harbaugh & al. 2000) auf. Die Möglichkeit einer Transportmodellierung ist in unterschiedlichem Umfang auch in anderen Programmen realisiert. Hierzu gehören u. a. FEFLOW (Diersch 2002), ROCKFLOW (Kolditz & Zielke 1996) und SPRING (König 2009). Diese sind aber im Wesentlichen auf Abbau- und Sorptionsreaktionen beschränkt und können keine kompletten Gleichgewichtssysteme einschließlich der zu berücksichtigenden Vorräte und Vorratsänderungen der reagierenden Phasen behandeln.

Um das System von wechselseitig miteinander reagierenden Spezies und Phasen einschließlich der resultierenden Änderungen in den Konzentrationen und Phasenvorräten zu berücksichtigen, führen reaktive Stofftransportmodelle zu einem Gleichungssystem, das aus Differenzialgleichungen für den advektiv-dispersiven Transport und nichtlinearen algebraischen Gleichungen für die Stoffreaktionen zusammengesetzt ist. Bei der sehr aufwendigen Einschritt-Methode (Yeh & Tripathi 1989; Saaltink & al. 2001) werden alle chemischen Reaktionen des Multikomponentensystems mit in die Transportgleichungen aufgenommen und simultan gelöst. Prinzipiell können chemisch-thermodynamische Gleichgewichtsmodelle mit Hilfe eines Zweischrittverfahrens an bestehende Transportmodelle gekoppelt werden (Rausch & al. 2002). Bei diesem Verfahren werden Transport- und Reaktionsberechnungen getrennt durchgeführt. In MINTRAN (Walter & al. 1994) wird ein 2D-Strömungsmodell (PLUME2D) mit dem geochemischen Gleichgewichtsmodell MINTEQA2 gekoppelt. PHT3D basiert auf einer Kopplung von MODFLOW und PHREEQC (Prommer & al. 1999, 2001, 2003). In PHAST (Parkhurst & al. 2004) ist PHREEQC mit dem Transportmodell HST3D (Kipp 1987, 1997) gekoppelt. Andere reaktive 3D-Stofftransportprogramme wie MIN3P (Mayer 1999) oder TBC (Schäfer & al. 1998) überlassen es dem Anwender, den hydrochemischen Modellteil hinsichtlich der zu berücksichtigenden Reaktionen und den erforderlichen Konstanten aufzubauen.

Werkzeuge, die ein komplexes 3D-Grundwasserströmungsmodell mit einem zumindest ebenso komplexen hydrogeochemischen Reaktionsmodell koppeln, sind aufwändig in der Handhabung und mit zunehmender Komplexität auch zunehmend intransparent hinsichtlich der ausgegebenen Ergebnisse. Können modellierte Ergebnisse nicht nachvollziehbar und einsichtig gemacht werden, verlieren sie ihre Plausibilität und können nicht kommuniziert werden. Außerdem ist der Aufwand für einen möglichst fehlerfreien Aufbau von Modellen, die komplexe hydrogeochemische Prozesse, und nicht lediglich eine einzelne reak-

tionskinetisch beschriebene Abbaureaktion oder eine Sorptionsreaktion einbeziehen, enorm und in der Regel unter Praxisbedingungen nicht zu leisten. Darüber hinaus wird hinsichtlich des Ansatzes einer komplexen, möglichst dreidimensional aufgelösten Modellierung des reaktiven Stofftransports immer deutlicher, dass die limitierende Größe für die angestrebte realitätsnahe Abbildung von Strömungs-, Transport- und Reaktionsprozessen die Beschaffung von Parametern und Randbedingungen ist (vgl. Reinstorf 2007).

Zielführender und praxistauglicher für die Beurteilung der Konsequenzen eines nachlassenden Nitratabbauvermögens auf die Entwicklung der Grund- und Rohwasserbeschaffenheit ist es daher, den reaktiven Stofftransport nicht für den gesamten 3D-Raum durchzuführen, sondern die hydrogeochemischen Berechnungen nur auf konzeptionelle 1D-Bereiche des 3D-Strömungsfeldes zu beschränken. Damit kann sowohl der Arbeitsaufwand bei der Erhebung und der Eingabe von Rand- und Startbedingungen als auch der numerische Aufwand bei der Berechnung des reaktiven Transportes auf ein praxistaugliches Maß minimiert werden. Dieser Ansatz ist auf einfache Weise im Nicomat-Verfahren umgesetzt (van Straaten & Wilde 2005; van Straaten 2006; Wilde & al. 2003).

Eine detaillierte Beschreibung der hydrogeochemischen Prozesse, die im Grundwasserleiter ablaufen, kann mit hydrogeochemischen Stoffflussmodellen erfolgen (Hansen & van Berk 2004; Hansen 2005; van Berk & Hansen 2006). Hydrogeochemische Stoffflussmodelle berechnen die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit für repräsentative Fließpfade, von der Infiltration des Niederschlags in die Bodenzone über die Passage verschiedener Redoxzonen im Grundwasserleiter bis zur Mischung der Wässer im Förderbrunnen. Auf Grundlage dieser hydrogeochemischen Modellrechnungen können die systemdominierenden Stoffeinträge und die hydrogeochemischen Prozesse im Aquifer identifiziert und ihre Umsätze quantifiziert werden (detaillierte Beschreibung s. Kap. 5.5 und 5.6). Stoffflussmodelle können räumlich und zeitlich zu einem multiplen 1D-Stofftransportmodell erweitert werden, mit dem die Entwicklung der Grundwasserqualität entlang repräsentativer Stromlinien mit zeitlicher Auflösung sowie unter Berücksichtigung der reaktiven Vorräte und der reaktionskinetisch definierten Umsätze berechnet wird. Damit gelingt es, die Entwicklung der Grund- und Rohwasserbeschaffenheit retrospektiv nachzuvollziehen und Beschaffenheitsprognosen unter Berücksichtigung eines endlichen Nitratabbauvermögens zu berechnen (Bergmann & al. 2010; Hansen & al. 2009, 2010; Kübeck & al. 2009, 2010).

2.4 Nachhaltigkeit

Der Nitratabbau im Untergrund findet an der Schnittstelle zwischen den beiden Interessensbereichen Landwirtschaft und Trinkwassergewinnung statt (Rödelsperger & al. 1984, Rohmann & Sontheimer 1985). Diese sind über die Stoffströme des Grundwassers und des aus der Bodenzone ausgetragenen Nitrats verknüpft. Dabei wandelt das Nitrat bei Überschreiten der hydraulischen Wasserscheide seinen Charakter von dem eines landwirtschaftlichen Produktionsmittels und Pflanzennährstoffs in den eines trinkwasserrelevanten Schadstoffs und Oxidationsmittels (Abb. 2.2).

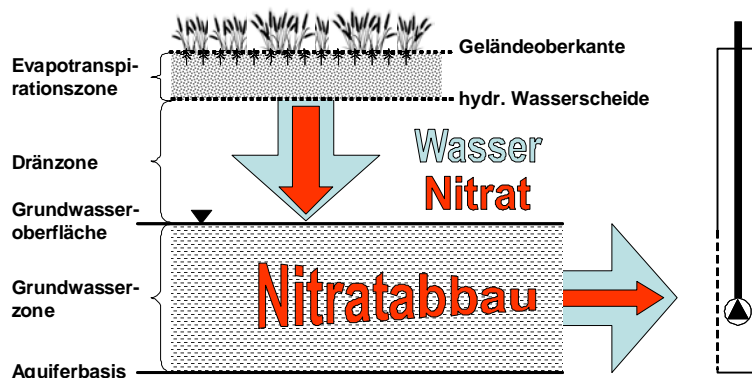


Abb. 2-2
Schematische Skizze
zum Austrag von
Nitrat aus der Boden-
zone und zum Abbau
im Grundwasserleiter.

Landwirtschaft und Trinkwassergewinnung betrachten daher Nitrat aus unterschiedlichen Blickwinkeln. Dies gilt auch unter dem Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit. Hierzu werden nachfolgend einige Ansätze zur Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung hinsichtlich der Nitratproblematik in den Bereichen Landwirtschaft und Trinkwassergewinnung dargestellt und anschließend unter Berücksichtigung eines potenziellen Nitratabbaus im Grundwasserraum diskutiert.

Überlegungen zur Nachhaltigkeit nehmen meist Bezug auf die Definition der Brundtland-Kommission:

„Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs“ (WCED, 1987; Kap. 2).

Nachhaltig ist eine Entwicklung, welche die Bedürfnisse der gegenwärtigen Generation befriedigt, ohne die Möglichkeiten zukünftiger Generationen zur Befriedigung ihrer eigenen Bedürfnisse zu beeinträchtigen.

Durch die Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ wurden die zu befriedigenden Bedürfnisse in einem Drei-Säulen-Modell konkretisiert (Deutscher Bundestag 1998). Dieses berücksichtigt neben der ökologischen Dimension einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung auch die ökonomische sowie die soziale Dimension. Nachhaltiges Handeln soll dabei allen drei Aspekten gleichermaßen gerecht werden.

Als Managementkonzept für eine nachhaltige Entwicklung beschloss die Bundesregierung im Jahr 2002 die nationale Nachhaltigkeitsstrategie „Perspektiven für Deutschland“ mit der Grundregel, dass jede Generation ihre Aufgaben selbst lösen muss und sie nicht kommenden Generationen aufbürden darf (Bundesregierung 2002). Dazu wurden quantitative Ziele mit Zieljahren definiert, deren Erreichung mit Hilfe von Indikatoren anhand regelmäßiger Fortschrittsberichte überprüft wird. Einer dieser Indikatoren ist der bilanzierte jährliche Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft im Mittel über Deutschland, bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche. Das Ziel war die Verringerung auf 80 kg N/(ha·a) bis 2010, das nach aktuellem Stand allerdings nicht erreicht werden dürfte (Statistisches Bundesamt 2012).

Der N-Saldo wird dabei nach dem Prinzip der Hoftorbilanz ermittelt, d. h. Stickstoffflüsse im innerwirtschaftlichen Kreislauf werden – mit Ausnahme der inländischen Futtermittelerzeugung – nicht ausgewiesen. Der berechnete Überschuss umfasst neben dem Anteil, der infolge Auswaschung die Grundwasseroberfläche erreicht, auch gasförmige Verluste in Form von Ammoniak und Produkten der Denitrifikation im Boden, sowie den Abfluss in Oberflächengewässer und die Änderung des Boden-Stickstoffgehalts.

Von der Deutschen Landwirtschafts-Gesellschaft wurde auf Basis des Drei-Säulen-Modells (Ökonomie, Ökologie, Soziales) ein Indikatorsystem zur Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe entwickelt (DLG 2013). Dieses enthält ebenfalls den N-Saldo als Bewertungsgröße, wobei eine Spanne zwischen 0 und 50 kg N/(ha·a) als optimal nachhaltig eingestuft wird, mit der Begründung, es handele sich dabei um unvermeidbare N-Verluste (Hülsbergen 2011).

Aus Sicht des Deutschen Bauernverbandes muss der Nährstoffsaldo in Relation zu den erzielten Erträgen gesetzt werden, um die „Öko-Effizienz“ als Indikator für nachhaltige Landbewirtschaftung zu erfassen. Gleichwohl wird betont, „dass die Anteile der landwirtschaftlich bedingten Stoffströme, die nicht im Betriebskreislauf ausgenutzt werden können, so gering wie möglich gehalten werden müssen“ (DBV 2013). Wesentliche Leistungsmerkmale der deutschen Wasserwirtschaft sind nach deren Branchenbild die langfristige Versorgungssicherheit, eine hohe Trinkwasserqualität und der nachhaltige Umgang mit den Wasserressourcen bei wirtschaftlicher Effizienz (Att & al. 2011).

In Ergänzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) führt die Grundwasserrichtlinie (GWRL 2006) Maßnahmen zur Begrenzung des Eintrags von Schadstoffen in das Grundwasser ein. Für Nitrat ist darin als Qualitätsnorm eine Konzentration von 50 mg/l festgelegt. 75 % dieses Wertes, also 37,5 mg/l sind der Ausgangspunkt für Durchführungsmaßnahmen zur Umkehrung signifikanter und anhaltend steigender Trends. Bereits im Rahmen der Auftaktveranstaltung des Forschungsvorhabens wurde daher eine Konzentration von 37,5 mg/l auch als Kriterium für die Beurteilung einer nachhaltigen Entwicklung hinsichtlich der Nitratbelastung eines Rohwassers festgelegt.

Unter dem Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit wird damit seitens der Landwirtschaft der flächenbezogene, jährliche Bilanzüberschuss thematisiert, seitens der Wasserwirtschaft steht die Nitratkonzentration des Grundwassers im Vordergrund. Beide Größen sind über folgende Beziehungen indirekt miteinander verknüpft:

$$c_{\text{GWO}} = \frac{N_{\text{GWO}}}{\text{GW}_{\text{neu}}} \cdot k \quad \text{mit} \quad N_{\text{GWO}} = N_{\text{Saldo}} - N_{\text{Verlust}}$$

c_{GWO}	mg/L NO_3^-	Nitratkonzentration an der Grundwasseroberfläche
GW_{neu}	mm/a	Grundwasserneubildungsrate
N_{GWO}	kg N/ (ha·a)	Stickstoffeintrag in die Grundwasseroberfläche
N_{Saldo}	kg N/ (ha·a)	Bilanzüberschuss
N_{Verlust}	kg N/ (ha·a)	Anteile des Bilanzüberschusses, die infolge gasförmiger Verluste u.a. nicht die Grundwasseroberfläche erreichen
k		Umrechnungsfaktor (Zahlenwert für die angegebenen Einheiten: 443)

Abb. 2-3 zeigt die graphische Darstellung dieser Beziehung, mit der die Stickstofffracht, welche die Grundwasseroberfläche erreicht, in Abhängigkeit von der Grundwasserneubildungsrate in eine Nitratkonzentration umgerechnet wird. Beträgt beispielsweise der landwirtschaftliche N-Saldo 40 kg N/ (ha·a), so kann bei einer Grundwasserneubildungsrate von 250 mm/a die Nitratkonzentration an der Grundwasseroberfläche nur dann 50 mg/l unterschreiten, wenn Verluste durch Denitrifikation im Boden u.ä. mindestens einen Anteil von 12 kg N/ (ha·a) des N-Saldos ausmachen, so dass der Eintrag in die Grundwasseroberfläche 28 kg N/ (ha·a) unterschreitet. Vor diesem Hintergrund werden im DVGW-Arbeitsblatt W104 Stickstoffbilanzüberschüsse zwischen 10 und 40 kg N/(ha·a) als Zielwert genannt, um an der Grundwasseroberfläche dauerhaft Nitratkonzentrationen unter 50 mg/l zu gewährleisten (DVGW 2004).

Infolge des Nitratabbaus durch denitrifizierende Mikroorganismen kann der Stoffstrom des Nitrats auf dem weiteren Weg von der Grundwasseroberfläche zum Brunnen verringert werden, sofern der Grundwasserraum ein Potenzial dafür aufweist. Physisch liegt ein solches Nitratabbaupotenzial in Form reduzierter organischer oder anorganischer Bestandteile der Feststoffmatrix des Grundwasserleiters vor, die mit Oxidationsmitteln wie Nitrat oxidiert werden können.

Unter hydrogeochemischen Gesichtspunkten sollte das Nitratabbaupotenzial als Elektronendonator-Kapazität des Untergrunds quantifiziert werden, z.B. in der Einheit mol/kg, d. h. molare Menge der auf einen Elektronenakzeptor wie Sauerstoff oder Nitrat übertragbaren Elektronen pro kg Trockenmasse des Aquifermaterials. Alternativ wäre auch ein Bezug auf das Aquifervolumen, das darin enthaltene Wasservolumen oder die Fläche, unter der dieses Wasservolumen neu gebildet wird, möglich.

Die dabei ablaufenden Redoxreaktionen werden von chemotrophen Mikroorganismen zur Energiegewinnung genutzt. Das Nitratabbaupotenzial stellt somit eine Senkenfunktion gegenüber Nitrat dar, die im Sinne einer natürlichen Ressource anzusehen ist (UBA 2012). Die Bedeutung dieses Vorgangs ist seit langem bekannt (vgl. Synopse in SRU 1985, S. 239 ff).

Die Diskussion nachhaltiger Entwicklungsmöglichkeiten muss berücksichtigen, dass das Nitratabbaupotenzial eine begrenzte Ressource darstellt, die praktisch nicht erneuerbar ist. Eine Regeneration, d. h. eine erneute Akkumulation oxidierbarer Substanzen im Aquifer, wäre grundsätzlich nur möglich, wenn diese in den Grundwasserraum eingebracht und dort fixiert werden könnten, ohne dass sie auf dem Weg dorthin aerob mit Sauerstoff oder denitrifizierend mit Nitrat abgebaut wurden. Frühere Versuche in dieser Richtung, die allerdings eher mit dem Ziel verfolgt wurden, einen Nitratabbau im Untergrund aktuell zu stimulieren, als ein langfristiges Abbaupotenzial dauerhaft zu akkumulieren, stießen auf Probleme bei der technischen Umsetzung und wurden nicht weiter verfolgt. Beispiele sind die BMFT-Forschungsvorhaben 02-WT 324 (Essigsäure, Torf), 02-WT 340-343 (aufbereitetes Abwasser, Erdgas) oder 02-WT 377 (Wurzelausscheidungen, abgestorbene Pflanzenreste, Stroh).

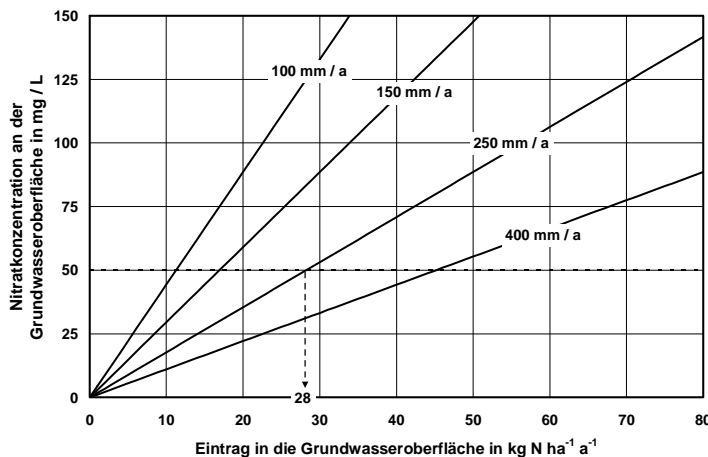


Abb. 2-3
Nomogramm zur Umrechnung von N-Frachten in Nitrateintragskonzentrationen in Abhängigkeit von der Grundwasser-Neubildungsrate

Eine nachhaltige Entwicklung muss vor diesem Hintergrund das Ziel haben, ein vorhandenes Nitrat-abbau-potenzial als begrenzte, nicht erneuerbare Ressource nicht in Anspruch zu nehmen bzw. seine Inanspruchnahme schnellstmöglich zu minimieren, ohne dabei andere Aspekte der Nachhaltigkeit in nicht tolerierbarer Weise zu verletzen. Die Untersuchung von Szenarien, mit denen dieses Ziel zu erreichen ist, war Gegenstand dieses Forschungsvorhabens.

Verschärft wird diese Forderung noch durch den Umstand, dass die dauerhafte Konservierung eines (noch) vorhandenen Abbaupotenzials unter den Bedingungen landwirtschaftlicher Nutzung ohnehin ein unrealistisches Ideal darstellt. Dazu müsste ein vollständiger Schutz gegenüber dem Zutritt von Oxidationsmitteln gewährleistet werden, indem Sauerstoff und Nitrat bereits oberflächennah gezehrt werden, bevor sie die hydraulische Wasserscheide passieren. Bedingungen, unter denen dies geschehen kann, existieren zwar, derartige Standorte sind jedoch für eine leistungsfähige landwirtschaftliche Nutzung in der Regel ungeeignet.

Sofern der Grundwasserraum eines Einzugsgebietes ein Nitrat-abbau-potenzial aufweist, kann dies insofern ein Standortvorteil für das betreffende Wasserversorgungsunternehmen sein, als es dadurch in die Lage versetzt wird, Trinkwasser mit einer niedrigen Nitratkonzentration abzugeben. Sofern das Nitrat-abbau-potenzial mit ausreichender Sicherheit zu quantifizieren und räumlich zu verorten ist, kann außerdem die Planungssicherheit für das Unternehmen verbessert werden. Beides wäre im Sinne des Branchenbildes der deutschen Wasserwirtschaft nachhaltig. Es wäre allerdings nicht nachhaltig, wenn ein solcher Standortvorteil dazu verleiten würde, bei der Durchsetzung von Maßnahmen des Grundwasserschutzes nachzulassen und damit zu akzeptieren, dass die Ressource „Nitrat-abbau-potenzial“ aktiv ausgebeutet wird.

2.5 Kosten und Effizienz von Bewirtschaftungsmaßnahmen

Um die Kosten-Wirksamkeit (Effizienz) von Grundwasserschutzmaßnahmen beurteilen zu können, müssen Prognoseberechnungen mit Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen verknüpft werden. Hierzu müssen die Kosten für die Minderung der Nitrateinträge durch die entsprechenden Grundwasserschutzmaßnahmen ermittelt werden. Einen orientierenden Überblick über die Reduzierung von Nmin-Restwerten, N-Salden und N-Frachten im Sickerwasser als Folge von landwirtschaftlichen Grundwasserschutzmaßnahmen gibt eine von der LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) beauftragte Studie (Osterburg & al. 2007). Dort werden 49 Typen von landwirtschaftlichen Grundwasserschutzmaßnahmen zur Reduzierung der Stickstoff-Belastungspotenziale für das Grundwasser sowie unterschiedliche Maßnahmenkombinationen hinsichtlich ihrer N-Reduzierungspotenziale und ihrer Kosten-Wirksamkeit bewertet. Diese Maßnahmen sind 12 Kategorien zugeordnet (von Begrünung über Fruchtfolge bis zum Düngemanagement) und dürften einen relativ umfassenden Rahmen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen abge-

ben, die in der hier beschriebenen oder in modifizierter Form in Wassergewinnungsgebieten oder auch in Zusammenhang mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zum Einsatz kommen (können).

Die tatsächlich entstehenden Kosten einer jeweiligen Grundwasserschutzmaßnahme, ihr Einfluss auf die relevanten Zielgrößen (Nmin-Restwert, N-Saldo, N-Fracht im Sickerwasser) und damit auch die sich ergebende Kostenwirksamkeit (in €/kg N) sind jedoch von einer Vielzahl von einflussnehmenden Faktoren abhängig, wie z. B. standörtliche Rahmenbedingungen, landwirtschaftlicher Betriebstyp, Klimaregion, vorhandene bzw. notwendige Technik zur Umsetzung der Maßnahme. Insbesondere die Kennzahlen zur Beschreibung der Wirksamkeit einer Maßnahme zur Reduzierung von N-Belastungen sind maßgeblich geprägt von der jeweiligen Referenzsituation, mit der die Maßnahme verglichen wird. So ist z. B. die Umwandlung von Acker in Grünland bezüglich der Reduzierung von N-Belastungspotenzialen davon abhängig, mit welcher Intensität und welchen Belastungspotenzialen dieser Acker vorher bewirtschaftet wurde. Die aufgelisteten Kennzahlen dienen daher nur zu einer ersten Orientierung und können im betrieblichen und standörtlichen Einzelfall mehr oder weniger stark abweichen (BMU & BMELV 2008).

In der folgenden Übersicht (Tab. 2-3) werden die bewerteten Maßnahmen der LAWA-Studie (Osterburg & al. 2007) und deren Effizienz-Kennwerte zusammengestellt, wobei die N-Fracht im Sickerwasser als N-Eintrag ins Grundwasser betrachtet wird (angegebene Wertespannen als Minimum - Mittel - Maximum).

Tab. 2-3 Kosten-Wirksamkeit für einzelne, über die gute fachliche Praxis hinausgehende Gewässerschutzmaßnahmen, zusammengestellt aus LAWA-Studie (Osterburg & al. 2007).

Maßnahmen Kategorien und Typen	Kosten €/(ha·a)	Minderung N-Fracht kg N/(ha·a)	Kostenwirk- samkeit €/(kg N)
<u>Begrünung:</u>			
M1: Zwischenfrucht (ZF) mit frühem Umbruch	40 - 70 - 100	15 - 20 - 25	1,6 - 3,5 - 6,7
M2: ZF mit spätem Umbruch	40 - 90 - 120	25 - 35 - 50	0,8 - 2,6 - 4,8
M3: Winterrübsen als ZF vor Wintergetreide	60	10 - 20 - 30	2,0 - 3,0 - 6,0
M4: Winterharte ZF mit spätem Umbruch	70 - 100 - 130	30 - 40 - 60	1,2 - 2,5 - 4,3
M5: Untersaaten	50 - 80 - 125	5 - 10 - 20	2,5 - 8,0 - 25,0
<u>Fruchtfolge:</u>			
M6: einjährige Brache mit leguminosenfreier Begrünung und Herbstumbruchverzicht	90 - 110 - 150	30 - 40 - 60	1,5 - 2,8 - 5,0
M7: zweijährige Brache mit dsgl.	110 - 120 - 200	30 - 50 - 70	1,6 - 2,4 - 6,7
M8: mehrjährige Brache mit dsgl.	120 - 150 - 350	40 - 60 - 80	1,5 - 2,5 - 8,8
M9: Fruchtfolge "jährlicher Wechsel Sommerung - Winterung" (4-jährig)	150 - 200 - 350	10 - 20 - 30	5,0 - 10,0 - 35,0
M10: Frühernte Mais mit ZF u. nachfolg. Sommerung	300	20 - 30 - 40	7,5 - 10,0 - 15,0
M11: ZF nach Raps u. nachfolgende Sommerung	120 - 150 - 250	30 - 50 - 70	1,7 - 3,0 - 8,3
M12: ZF nach Kartoffeln u. nachfolgende Sommerung	60 - 150 - 250	30 - 40 - 60	1,0 - 3,8 - 8,3
M13: ZF nach Feldgemüse u. nachfolgende Nicht-Gemüse-Sommerung	120 - 200 - 250	40 - 60 - 80	1,5 - 3,3 - 6,3
M14: Förderung von Extensivkulturen	50 - 70 - 150	0 - 10 - 20	2,5 - 7,0 - ∞
<u>Aussaavverfahren:</u>			
M15: Maisengsaat	25 - 50 - 90	0 - 5 - 10	2,5 - 10,0 - ∞
<u>Bodenbearbeitung:</u>			
M16: Mulchsaat zu Sommerungen	40 - 80 - 120	0 - 10 - 25	1,6 - 8,0 - ∞
M17: Direktsaat	40 - 80 - 200	0 - 10 - 20	2,0 - 8,0 - ∞
M18: reduzierte Bodenbearbeitung nach Raps	25 - 40 - 60	0 - 10 - 30	0,8 - 4,0 - ∞
M19: Verzicht auf Bodenbearbeitung bis Mitte November nach der Getreideernte vor Sommerung	20 - 30 - 50	5 - 10 - 15	1,3 - 3,0 - 10,0
M20: Verzicht auf Bodenbearbeitung nach Mais bei nachfolgendem Anbau einer Sommerung	20 - 25 - 30	5 - 10 - 15	1,3 - 2,5 - 6,0

Maßnahmen Kategorien und Typen	Kosten €/ (ha·a)	Minderung N-Fracht kg N/(ha·a)	Kostenwirk- samkeit €/ (kg N)
Grünland:			
M21: Grünlandextensivierung	80 - 100 - 150	0 - 10 - 20	4,0 - 10,0 - ∞
M22: extensive Weidewirtschaft	50 - 77 - 110	0 - 10 - 20	2,5 - 7,7 - ∞
M23: umbruchlose Grünlanderneuerung	20 - 40 - 50	40 - 60 - 80	0,3 - 0,7 - 1,3
N-Mineraldüngung:			
M24: reduzierte N-Mineraldüngung (Acker) inkl. Verzicht auf Spätgabe bei Getreide	50 - 80 - 300	0 - 5 - 10	5,0 - 16,0 - ∞
M25: Zeitpunkt der N-Mineraldüngung auf Acker	20	0 - 10 - 20	1,0 - 2,0 - ∞
M26: Einsatz stabilisierter N-Mineraldünger bei Wintergetreide und Kartoffeln	25 - 30 - 35	0 - 10 - 20	1,3 - 3,0 - ∞
M27: Einsatz des Cultan-Verfahrens	25 - 40 - 50	0 - 10 - 20	1,3 - 4,0 - ∞
M28: Verbesserte N-Mineraldüngerabgabetechnik (Exaktstreuer)	18 - 26 - 35	0 - 5 - 10	1,8 - 5,2 - ∞
M29: Reihendüngung bei Kartoffeln	26	0 - 10 - 15	1,7 - 2,6
M30: Teilflächenspezifische Düngung	10 - ... - 250	0 - 10 - 20	0,5 - ... - ∞
Wirtschaftsdünger			
*M31: Wirtschaftsdüngermanagement im Betrieb (Stall, Lagerung) (Bezug: Dünger, m ³)	2-4 €/m ³ Dünger	1-3 kg N/m ³	0,7 - 4,0
M32: Einsatz von Grundwasser schonender Ausbringungstechnik für Gülle und Gärsubstrate	15 - 25 - 35	0 - 10 - 20	0,8 - 2,5 - ∞
M33: Einsatz von Grundwasser schonender Ausbringungstechnik für Festmist	35	0 - 5 - 10	3,5 - 7,0 - ∞
M34: keine Wirtschaftsdüngerabgabe nach Ernte	10 - 20 - 30	5 - 10 - 30	0,3 - 2,0 - 6,0
M35: Verlängerung der Sperrfristen für Wirtschaftsdünger	25	5 - 10 - 15	1,7 - 2,5 - 5,0
*M36: Wirtschaftsdüngerexport (Bezug: Dünger, m ³)	8 €/m ³ Dünger	1-3 kg N/m ³	2,0
*M37: N-reduzierte Fütterung bei Schweinen (Bezug: Stallplatz)		15 - 18 - 25 %	
*M38: N-reduzierte Fütterung bei Geflügel - (dsgl.)		5 - 10 - 15 %	
Landnutzungsänderung:			
M39: Umwandlung von Ackerland in Grünland / mehrjährige Feldgrasbewirtschaftung (> 4 Jahre)	370 - 400 - 600	30 - 50 - 70	5,3 - 8,0 - 20,0
*M40: Schaffung von (Ufer-) Randstreifen	bis 800 €/ha		
Wasserbau:			
*M41: Baumaßnahmen am Gewässerufer zur Reduzierung des Oberflächenabflusses in Vorflutern			
M42: Rückbau von Drainagen	370 - 400 - 800	30 - 50 - 70	5,3 - 8,0 - 26,7
M43: Wiedervernässung von Auen	128 - 250 - 1000	50 - > 300	0,8 - 20,0
M44: Wiedervernässung von Anmooren und Mooren	128 - 250 - 1000	50 - 100 - >300	0,4 - 2,5 - 20,0
Betriebs-/ Produktionssystem:			
M45: Ökologischer Landbau	80 - 170 - 200	0 - 20 - 50	1,6 - 8,5 - ∞
Düngemanagement:			
M46: Düngeplanung (Bezug: 40 ha Betrieb)	400 - 600 - 800 €/Betrieb	0 - 20 - 30	0,3 - 0,8 - ∞
M47: Frühjahrs-Nmin-Analyse zur Unterstützung der Düngeplanung	20 - 60 - 80	0 - 10 - 30	0,7 - 6,0 - ∞
M48: Pflanzenanalysen zur Unterstützung der vegetationsbegleitenden Düngeplanung	20 - 40 - 60	0 - 10 - 20	1,0 - 4,0 - ∞
M49: Wirtschaftsdünger-Analysen zur Unterstützung der Düngeplanung	80 - 200 - 400	0 - 10 - 40	0,1 - 0,5 - ∞

* Maßnahmen M31, M36, M37, M38, M40 und M41 haben keinen Bezug zur Nutzungsfläche (ha), deshalb keine nutzungsflächenspezifische Kostenwirksamkeit berechenbar!

Neben der Schwankungsbreite der dort aufgelisteten Maßzahlen auf einzelbetrieblicher Ebene ist weiterhin zu berücksichtigen, dass auch die Eignung der jeweiligen Maßnahme für den einzelnen Betrieb bzw. den dort herrschenden standörtlichen Bedingungen differieren kann. In der Praxis kommen die einzelnen Maßnahmen weiterhin in unterschiedlichen Kombinationen zum Einsatz, die ebenfalls Einfluss auf die Ausprägung der Kosten und Wirksamkeit haben. Für weitere Details der hier aufgelisteten Maßnahmen, ihrer Eignung unter den jeweiligen standörtlichen und betrieblichen Bedingungen sowie den Spannweiten zur Minderung der N-Belastungspotenziale und der Kostenwirksamkeit wird daher auf die Studie selbst verwiesen.

2.6 Aufbereitung als nachsorgende technische Maßnahmen

In der Trinkwasseraufbereitung können derzeit die im Folgenden dargestellten Verfahren zur Nitratentfernung zum Stand der Technik gezählt werden. Eine Gegenüberstellung ihrer Vor- und Nachteile sowie eine Abschätzung der anfallenden Investitions- und Betriebskosten sind in Tab. 2-4 bzw. Tab. 2-5 dargestellt. In Deutschland werden nach derzeitigem Kenntnisstand nur bei ca. 10 bis 15 Wasserversorgungsunternehmen Anlagen gezielt zur Nitratentfernung eingesetzt.

Biologische Denitrifikation

In technischen Anlagen kann – wie im Grundwasserleiter auch - der Abbau von Nitrat zu elementarem Stickstoff durch Stimulation von Bakterien mit organischen (z. B. Essigsäure) als auch anorganischen (z. B. Wasserstoff) Reduktionsmitteln durchgeführt werden. Im Trinkwasserbereich erfolgt die biologische Denitrifikation meist im Anschluss an die Substrat-Dosierung in Festbett-Reaktoren. Zur Nachbehandlung sind üblicherweise eine Belüftung, eine (mehrstufige) Filtration sowie eine Desinfektion erforderlich. Der Gesamtprozess der biologischen Denitrifikation (inkl. Nachbehandlung) ist recht anspruchsvoll und wartungsintensiv.

Das biologisch denitrifizierte Wasser hat gegenüber dem Rohwasser meist einen leicht erhöhten pH-Wert sowie eine erhöhte Hydrogencarbonatkonzentration. Der Salzgehalt des Wassers ändert sich durch die biologische Denitrifikation kaum.

Als Rückstand fällt bei der biologischen Denitrifikation ein schlammhaltiges Rückspül-Abwasser an (ca. 5 – 10 % der behandelten Rohwassermenge), das bei einer geeigneten Nachbehandlung größtenteils wiederverwendet werden kann, zum Beispiel durch Rückführung zum Rohwasser oder Versickerung auf dem Wasserwerksgelände.

Der Energieverbrauch der biologischen Denitrifikation liegt - je nach Anwendung und Randbedingungen - meist in einer Größenordnung von ca. 0,10 - 0,15 kWh/m³. Die Summe der Betriebs- und Investitionskosten liegt bei diesem Verfahren – auch je nach den individuellen Randbedingungen - etwa im Bereich von 0,10 bis 0,35 €/m³.

Umkehrosmose

Die Umkehrosmose (Reverse Osmosis, RO) ist ein Membranverfahren, bei dem Wasser mit Hilfe eines äußeren Drucks durch eine semipermeable Membran gepresst wird. Die Membran ist dabei nur für Wassermoleküle durchlässig, nicht aber für die darin gelösten Ionen. Es bildet sich auf der einen Seite der Membran ein nahezu salzfreies Permeat, auf der anderen Seite der Membran bildet sich ein salzreiches Konzentrat. Für die Nitratentfernung aus Grundwässern kann in vielen Fällen ein Niederdruck-Umkehrosmose-Verfahren (LPRO) eingesetzt werden (Druck ca. 5 – 15 bar).

Für RO- bzw. LPRO-Verfahren ist meist eine sehr aufwändige Vorbehandlung des Wassers erforderlich (u. a. Filtration, Chemikalien-Dosierung). Auch für das salzarme Permeat ist fast immer eine Nachbehandlung erforderlich (u. a. zur pH-Wert- und Härte-Einstellung).

Die Qualität des mittels RO erhaltenen Trinkwassers ist stark abhängig vom Membrantyp, den Betriebsbedingungen und von der Nachbehandlung. Generell hat das Trinkwasser bei einer RO-Anwendung eine geringere Salzkonzentration (Leitfähigkeit) als das Rohwasser. Als Nebeneffekt werden u.a. Schwermetalle, DOC und organische Spurenstoffe entfernt.

Die Menge und Zusammensetzung der RO-Rückstände (Konzentrat) hängt von zahlreichen Faktoren ab, u.a. von der Qualität des Rohwassers, der Vorbehandlung, dem Membrantyp und der „Ausbeute“. In vielen Fällen beträgt die Konzentratmenge ca. 20-25 % der Rohwassermenge und der Salzgehalt liegt im Konzentrat um den Faktor 3 - 4 über dem des Rohwassers. Die Konzentrate können in der Regel nicht wieder verwendet, sondern müssen ordnungsgemäß (ggf. kostenpflichtig) entsorgt werden.

Der Energieverbrauch der LPRO liegt - je nach Anwendung und Randbedingungen - meist in einer Größenordnung von ca. 0,3 - 0,7 kWh/m³. Die Summe der Betriebs- und Investitionskosten liegt bei diesem Verfahren - je nach den individuellen Randbedingungen - etwa im Bereich 0,15 bis 0,45 €/m³, zzgl. eventueller Kosten für die Konzentrat-Entsorgung.

Tab. 2-4 Vergleich der technischen Verfahren zur Nitratentfernung in der Trinkwasseraufbereitung.

	Biologische Denitrifikation	Umkehrosmose RO bzw. LPRO	IA (Chlorid-Regeneration)	IA (CARIX-Verfahren)	Elektrodialyse
Vorteile	<ul style="list-style-type: none"> • selektives Verfahren (Wassermatrix wird kaum verändert) • unkritisches Abwasser (kann nach Reinigung ggf. wiederverwendet werden) • geringer Energieverbrauch 	<ul style="list-style-type: none"> • robustes, leistungsfähiges Verfahren • gut automatisierbar • geringer Personalbedarf • Weitere (potenziell im Rohwasser enthaltene) Schadstoffe werden mit entfernt 	<ul style="list-style-type: none"> • robustes, leistungsfähiges Verfahren • gut automatisierbar • geringer Personalbedarf • geringer Energieverbrauch 	<ul style="list-style-type: none"> • robustes Verfahren • gut automatisierbar • Nebeneffekt: Wasserhärte wird auch verringert • CO₂-Rückgewinnung möglich • Abwasserqualität meist unkritisch (Vorfluter-Einleitung möglich) 	<ul style="list-style-type: none"> • robustes leistungsfähiges Verfahren • gut automatisierbar • Nebeneffekt: Wasserhärte wird auch verringert • geringer Personalbedarf
Nachteile	<ul style="list-style-type: none"> • komplexes und potenziell störungsanfälliges Verfahren • Umfangreiche Nachbehandlung • Dosierung von diversen Chemikalien • recht hoher Personalbedarf • andere potenziell im Wasser enthaltene (Schad-) Stoffe werden nicht entfernt 	<ul style="list-style-type: none"> • unselektives Verfahren (Wassermatrix wird stark verändert) • hoher Energieverbrauch • Umfangreiche Vor- und Nachbehandlung • stark salzhaltiges Abwasser • hoher Abwasseranteil (ca. 25 %) 	<ul style="list-style-type: none"> • Chlorid-Konzentration im Trinkwasser erhöht (Korrosionsrisiko steigt) • Weitere (potenziell im Rohwasser enthaltene) Schadstoffe werden praktisch nicht entfernt • hoher NaCl-Überschuss erforderlich • stark salzhaltiges Abwasser (Menge: ca. 0,4 - 4 % vom Rohwasser) 	<ul style="list-style-type: none"> • nur eine teilweise Nitratentfernung möglich bzw. sinnvoll • Abwasser-Anteil 5 - 15 % • recht hoher Energieverbrauch 	<ul style="list-style-type: none"> • ungeladene, potenziell im Wasser enthaltene (Schad-) Stoffe werden nicht entfernt • hoher Energieverbrauch • Vor- und Nachbehandlung

Anionen-Austausch mit Chlorid-Regeneration

Beim Chlorid-Austausch werden vom Anionenaustauscher in der Beladungsphase neben Nitrat- auch Sulfat-Ionen aufgenommen – im Gegenzug wird eine äquivalente Chlorid-Menge an das Wasser abgegeben. Dadurch erhöht sich die Chlorid-Konzentration des Trinkwassers (Grenzwert beachten!), was ggf. zu einer Erhöhung des Korrosionsrisikos im Verteilungsnetz führen kann.

Nach einer gewissen Wassermenge ist die Kapazität des Austauschers erschöpft, so dass dieser regeneriert werden muss. Für die Regeneration wird ein Überschuss einer konzentrierten Kochsalzlösung benötigt, um die Nitrat- und Sulfat-Beladung zu entfernen und den Austauscher wieder in die Chlorid-Form zu überführen. Das hierbei anfallende, stark salzhaltige Regenerat enthält neben Nitrat und Sulfat auch noch den Kochsalz-Überschuss. Die anfallende Regeneratmenge beträgt je nach Betriebsweise und Rohwasser ca. 0,4 bis 4 % der Rohwassermenge. Das Regenerat kann in der Regel nicht wieder verwendet werden, sondern muss ordnungsgemäß entsorgt werden (ggf. kostenpflichtig!). Für die Konzentrat-Einleitung in ein Gewässer wäre eine „Einleitgenehmigung“ bei der zuständigen Wasserbehörde zu beantragen. Allerdings gibt es nach Kenntnis von IWW in Deutschland keine zentralen Trinkwasseraufbereitungsanlagen zur Nitratentfernung durch Chlorid-Austausch.

Als Vorbehandlung ist für den Ionenaustausch-Prozess meist eine Filtration bzw. eine Enteisung/Entmanganung des Rohwassers erforderlich. Um eine möglichst gleich bleibende Trinkwasserqualität zu erhalten, benötigt man einen großen Reinwasserbehälter oder mehrere Austauscherbehälter, die parallel, aber mit zeitversetzten Beladungszyklen betrieben werden.

Der Energieverbrauch des Anionen-Austauschverfahrens mit Chlorid-Regeneration liegt - je nach Anwendung und Randbedingungen - in einer Größenordnung von ca. 0,1 - 0,2 kWh/m³. Die Summe der Betriebs- und Investitionskosten liegt bei diesem Verfahren – auch je nach den individuellen Randbedingungen - etwa im Bereich 0,1 – 0,25 EUR/m³, zzgl. eventueller Kosten für die Regenerat-Entsorgung.

Anionen- und Kationen-Austausch mit CO₂-Regeneration („CARIX-Verfahren“)

Beim CARIX-Verfahren wird ein Anionenaustauscher-Kationenaustauscher-„Mischbett“ verwendet. Bei der Beladung findet am Kationenaustauscher der Austausch von Protonen gegen Calcium- und Magnesium-Ionen statt (Enthärtung des Wassers). Der Anionenaustauscher nimmt Nitrat- und Sulfat-Ionen aus dem Wasser auf und gibt eine äquivalente Menge an Hydrogencarbonat-Ionen an das Wasser ab. Die an das Wasser abgegebenen Protonen und Hydrogencarbonat-Ionen reagieren zu H₂O und CO₂, welches durch anschließenden Gasaustausch („Strippen“) aus dem Wasser entfernt werden kann. Beide Austauscher werden gleichzeitig mit einer Kohlendioxid-Lösung regeneriert, so dass am Ende der Regeneration der Kationenaustauscher überwiegend in der H-Form und der Anionenaustauscher überwiegend in der HCO₃-Form vorliegt.

Die beim CARIX-Verfahren praktizierte CO₂-Regeneration bewirkt eine geringere nutzbare Kapazität der Austauscher und ermöglicht meist nur eine Teil-Entsalzung des Wassers. Das Regenerat enthält überwiegend Calcium-, Magnesium-, Nitrat- und Sulfat-Ionen und wird in der Regel in einen Vorfluter eingeleitet. Die Abwassermenge liegt bei 5 - 15 % der Rohwassermenge.

Als Vorbehandlung ist für den Ionenaustausch-Prozess meist eine Filtration bzw. eine Enteisung/Entmanganung des Rohwassers erforderlich. Beim CARIX-Verfahren sind im behandelten Wasser die Nitrat- und Sulfatkonzentration sowie die Härte verringert und es kommt somit zu einem Rückgang der Salzkonzentration im Reinwasser.

Der Energieverbrauch der meisten CARIX-Anlagen liegt in einer Größenordnung von ca. 0,3 - 0,4 kWh/m³ (ohne CO₂-Rückgewinnung aus dem Produktwasser) bzw. ca. 0,6 – 0,7 kWh/m³ (mit CO₂-Rückgewinnung). Die Summe der Betriebs- und Investitionskosten liegt bei diesem Verfahren - je nach den individuellen Randbedingungen - etwa im Bereich 0,20 – 0,45 €/m³.

Elektrodialyse

Die Elektrodialyse (ED) zählt ebenso wie die RO zu den Membranverfahren, allerdings ist bei der ED die Triebkraft ein elektrisches Feld. Dadurch bewegen sich im Wasser gelöste Kationen wie Ca^{2+} durch eine Kationenaustauscher-Membran in Richtung Kathode und Anionen wie NO_3^- durch eine Anionenaustausch-Membran in Richtung Anode. Das Rohwasser (Feed), welches die ED-Zellen durchströmt, wird auf diese Art entsalzt und auf der Konzentratseite der Membranen reichern sich die Salze an.

Für die Rohwasser-Vorbehandlung ist meist eine Filtration sinnvoll. Zudem werden dem Konzentrat-Kreislauf häufig Chemikalien zugesetzt, um dort Ausfällungen zu verhindern. Zur Nachbehandlung ist ggf. eine pH-Anpassung erforderlich. Das ED-Reinwasser („Diluat“) hat eine geringere Salzkonzentration als das Rohwasser, die genaue Beschaffenheit hängt u.a. von den Betriebsbedingungen sowie der Nachbehandlung ab. Als Nebeneffekt können mit der ED auch andere ionische Stoffe (z. B. Schwermetalle) entfernt werden.

Die spezifische Konzentratmenge und -zusammensetzung hängt u.a. von der Qualität des Rohwassers, dem Membrantyp und den sonstigen Betriebsbedingungen ab. Die meisten ED-Anlagen im Trinkwasserbereich haben eine Ausbeute von etwa 85 - 95 %, das heißt, die Konzentratmenge liegt bei etwa 5 - 15 %. Das Konzentrat enthält überwiegend die Salze, die im Rohwasser enthalten waren und auf der Konzentratseite angereichert wurden. Hinzu kommen ggf. Chemikalien, sofern diese dosiert wurden. Die ED-Konzentrate sind stark salzhaltig und müssen ordnungsgemäß (ggf. kostenpflichtig!) entsorgt werden.

In Deutschland gibt es – nach Kenntnis von IWW - derzeit keine zentralen ED-Anlagen zur Trinkwasseraufbereitung, wohl aber in Österreich. Der Energieverbrauch der ED liegt - je nach Anwendung und Randbedingungen - meist in einer Größenordnung von ca. 0,4 - 0,7 kWh/m³. Die Summe der Betriebs- und Investitionskosten liegt bei diesem Verfahren - je nach den individuellen Randbedingungen - etwa im Bereich 0,24 – 0,51 €/m³, zzgl. eventueller Kosten für die Konzentrat-Entsorgung.

Kostenvergleich

Der Vergleich der Betriebs- und Investitionskosten der beschriebenen Verfahren ist stark von den jeweiligen Randbedingungen - insbesondere der Anlagengröße - abhängig. Die Bandbreite der zu erwartenden Kosten ist in Tab. 2-5 zusammengestellt, wobei darauf hinzuweisen ist, dass Personalkosten, Kosten für Gebäude sowie Entsorgungskosten ggf. anfallender Abwässer und Abfälle in den genannten Kosten nicht enthalten sind. Für einen dimensionsmäßigen Vergleich mit den im kooperativen Gewässerschutz anfallenden Kosten wurde für die technische Nitratentfernung in der zentralen Wasseraufbereitung von spezifischen Kosten in Höhe von 0,25–1,00 €/m³ ausgegangen. Für exemplarische Berechnungen wurden relativ niedrige spezifischen Kosten von 0,30 €/m³ angesetzt.

Tab. 2-5 Vergleich der Betriebs- und Investitionskosten der technischer Verfahren zur Nitratentfernung in der Trinkwasseraufbereitung.

Verfahren	Betriebs- und Investitionskosten
Biologische Denitrifikation	0,10 – 0,35 €/m ³
Umkehrosmose (RO bzw. LPRO)	0,15 – 0,45 €/m ³ (+ Konzentrat-Entsorgung)
IA (Chlorid-Regeneration)	0,10 – 0,25 €/m ³ (+ Regenerat-Entsorgung)
IA (CO ₂ -Regeneration, CARIX)	0,20 – 0,45 €/m ³ (+ Regenerat-Entsorgung)
Elektrodialyse	0,24 – 0,51 €/m ³ (+ Konzentrat-Entsorgung)

3 Die Wassergewinnungsgebiete im Überblick

3.1 Kurzbeschreibung und Einstufung der Wassergewinnungsgebiete

Insgesamt haben sich 16 Wasserversorgungsunternehmen (WVU) mit 21 Wassergewinnungsgebieten (WGG) an dem Forschungsprojekt beteiligt (Tab. 3-1). Die Zuordnung der Bearbeitungsstufe (BS) und des damit verbundenen Detaillierungsgrades der Untersuchungen erfolgte aus Gründen der Projektplanung vor Beginn des Forschungsvorhabens unter Absprache mit den Projektpartnern und den betreffenden WVU.

Tab. 3-1 *Beteiligte Wasserversorgungsunternehmen (WVU) und untersuchte Wassergewinnungsgebiete (WGG) sowie Zuordnung zur maximalen geplanten Bearbeitungsstufe (BS 1 – BS 4).*

	WVU		WGG	BS
1	Hamburger Wasserwerke GmbH/ Hamburg Wasser	1	Nordheide - West	1
		2	Nordheide - Ost	2
2	WBV Begatal/ Stadtwerke Herford	3	Begatal	2
3	Harzwasserwerke GmbH, Hildesheim	4	Liebenau	2
		5	Ristedt	4
4	Stadtwerke Celle GmbH	6	Garßen	2
5	Stadtwerke Emsdetten GmbH	7	Ortheide	3
6	Wasserversorgungsverband Tecklenburger Land	8	Lengerich	3
		9	Brochterbeck	3
7	Stadtwerke Hannover AG/ Enercity	10	Berkhof - Ost (Fuhrberger Feld)	3
8	ENNI Energie & Umwelt Niederrhein GmbH, Moers	11	Vinn	1
		12	Niep	4
9	Stadtwerke Willich GmbH & Co. KG	13	Anrath	3
10	SWK Aqua GmbH/ Stadtwerke Krefeld	14	Forstwald	4
11	Zweckverband Gruppenwasserwerk Dieburg	15	Hergershausen	1
12	NEW NiederrheinWasser GmbH, Viersen	16	Dülken	4
		17	Helenabrunn	1
13	Stadtwerke Gütersloh GmbH	18	Quenhorn	2
14	Stadtwerke Duisburg AG	19	Bockum	2
15	Hessenwasser GmbH & Co. KG, Groß Gerau	20	Allmendfeld	3
16	Stadtwerke Münster GmbH	21	Kinderhaus	2

Die beteiligten Wassergewinnungsgebiete liegen in der norddeutschen Tiefebene, am Niederrhein, im nördlichen Münsterland und Weserbergland sowie im südhessischen Mittelrheingebiet und befinden sich damit in den drei Bundesländern Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Hessen (Abb. 3-1). Die hydrogeochemischen Gegebenheiten und Prozesse sind in der Regel von den naturräumlichen, geogenen und anthropogenen Rahmenbedingungen des jeweiligen Einzugsgebietes geprägt und damit je nach Wassergewinnungsgebiet verschieden. Um dennoch zu möglichst allgemein gültigen Aussagen zu kommen und um eine breite Anwendbarkeit der Ergebnisse in der deutschen Wasserversorgung zu gewährleisten,

wurden die genannten 21 Wassergewinnungsgebiete in das Forschungsvorhaben integriert. Durch die hohe Anzahl an Gewinnungsgebieten und deren Teileinzugsgebieten konnte eine Vielzahl unterschiedlicher Standortbedingungen bei der Bearbeitung des Themas berücksichtigt und so eine breite Übertragbarkeit gewährleistet werden.

Die folgende Übersicht (Tab. 3-2) fasst die wasserwirtschaftlichen, hydrogeologischen und hydrogeochemischen Verhältnisse in den Wassergewinnungsgebieten in kurzen Stichworten zusammen.

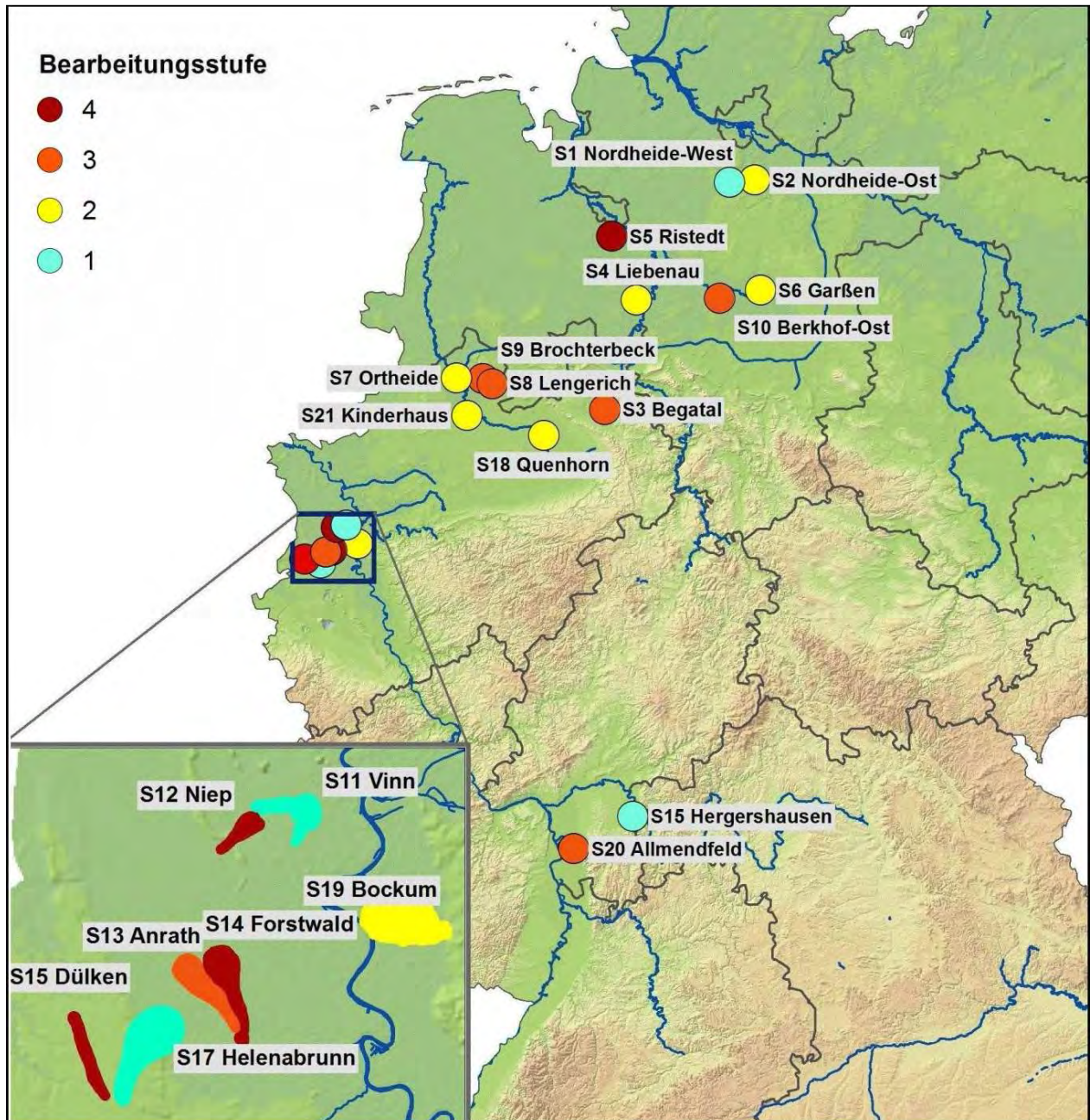


Abb. 3-1 Lage der untersuchten 21 Wassergewinnungsgebiete (WGG S1 bis S21) mit Angabe der durchzuführenden Bearbeitungsstufen 1-4 (Hintergrundkarte © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie).

Tab. 3-2 Kurzbeschreibung der untersuchten Wassergewinnungsgebiete (WGG 1 ... 21);
BS 1 ... BS 4: vorgesehene Bearbeitungsstufe für das Gebiet.

WGG 1	Nordheide - West (Hamburger Wasserwerke GmbH/ Hamburg Wasser)	BS 1
Geographie:	Nördliche Lüneburger Heide südlich der Stadt Buchholz.	
Bearbeitung:	BS1 für das gesamte EZG (ungegliedert, EZG-Fläche ca. 27 km ²).	
Flächennutzung:	Überwiegend Wald (80%), wenig Acker (5%), Heide und Grünland.	
Wasserwirtschaft:	12 aktive Brunnen u. 3 Reservebrunnen; Förderung seit 1982; Förderrate meist 5,7 – 6,7 Mio. m ³ /a, zeitweilig bis 8 Mio. m ³ /a; Filterlagen ca. 50 – 300 m u. GOK.	
Hydrogeologie:	Quartär mit 2-3 GWL, meist Sande; Förderung aus tiefer pleistozäner N-S-verlaufender Rinne und aus Tertiär („Obere und Untere Braunkohlensande“).	
Rohmischwasser:	Kein Nitrat; Sulfat gering ($\varnothing \approx 10$ mg/l); H'carbonat ($\varnothing \approx 120$ mg/l); Trends konstant.	
WGG 2	Nordheide - Ost (Hamburger Wasserwerke GmbH/ Hamburg Wasser)	BS 2
Geographie:	Nördliche Lüneburger Heide zwischen Hanstedt und Bispingen.	
Bearbeitung:	BS1 und BS2 für das gesamte EZG (ungegliedert, EZG-Fläche ca. 40 km ²).	
Flächennutzung:	Viel Wald (42%), weniger Acker (28%) sowie Heide und Grünland (zus. 25%).	
Wasserwirtschaft:	18 aktive Brunnen in W-E-verlaufender Reihe; Reservebrunnen nicht aktiv; Förderung seit 1982; Förderrate 9 – 10 Mio. m ³ /a; Filterlagen ca. 70 – 200 m u.GOK.	
Hydrogeologie:	Quartär mit 2-3 GWL, meist Sande; Förderung aus tiefen pleistozänen N-S-verlaufenden Rinnen und aus Tertiär („Obere und Untere Braunkohlensande“).	
Rohmischwasser:	Kein Nitrat; Sulfat gering ($\varnothing \approx 15$ mg/l); H'carbonat ($\varnothing \approx 110$ mg/l); Trends konstant.	
WGG 3	Begatal (Wasserbeschaffungsverband Begatal/ Stadtwerke Herford)	BS 2
Geographie:	Lippisches Bergland südlich von Bad Salzuflen, Kr. Herford.	
Bearbeitung:	BS1 und BS2 für das gesamte EZG (ungegliedert, EZG-Fläche 1,6 km ²).	
Flächennutzung:	Überwiegend Acker (73%), wenig Grünland (6%) und Wald (16%).	
Wasserwirtschaft:	3 nah beieinander liegende aktive Brunnen, 2 weitere außer Betrieb; Förderung seit 1960/1964; Förderrate bis max. 2 Mio. (1971), seit 1998 ca. 0,4-0,6 Mio. m ³ /a.	
Hydrogeologie:	Unregelmäßiger Quartär-GWL, meist Sande/Schluffe in Subrosionssenke (meist 20-40 m, in Rinnen bis 70 m), nach NE zum Festgestein (Keuper/ Lias) auskeilend.	
Rohmischwasser:	Relativ viel Nitrat, schwankend ($\varnothing \approx 35$ mg/l); Sulfat abnehmend (aktuell $\varnothing \approx 70$ mg/l); H'carbonat hoch, konstant ($\varnothing \approx 320$ mg/l).	
WGG 4	Liebenaue (Harzwasserwerke GmbH, Hildesheim)	BS 2
Geographie:	Nienburg-Sulinger Geest im norddeutsche Tiefland westlich der Weser.	
Bearbeitung:	BS1 und B2 für TEZG Ost (5 Br., EZG-Fläche 16 km ²); nur BS1 für TEZG West (4 Br.).	
Flächennutzung:	Im TEZG Ost überwiegend Wald (50%), weniger Acker (32 %) und Grünland (12%); im TEZG West überwiegend Acker (49%) und Grünland (30%), wenig Wald (8%).	
Wasserwirtschaft:	9 aktive Brunnen, in Reihe angeordnet; gemeinsames WSG mit benachbarter Fassung Blockhaus (3 Br.); Förderung seit 1977/79, Förderrate zunächst ca. 4-5 Mio., seit 1999 meist 2-3 Mio. m ³ /a (Rate in westl. nitratbelasteten Brunnen stark gemindert).	
Hydrogeologie:	Meist 2 inhomogene Quartär-GWL aus Sand/ Kies (zus. 20-40 m mächtig) mit trennendem Hemmer, im NE Stauchmoränen; im E mächtige Geschiebelehme als Deckschichten; Quartär-basis: Tertiär (Schluff/Ton) und Kreide (Kalkmergelstein).	
Rohmischwasser:	Im TEZG West viel Nitrat ($\varnothing \approx 60$ mg/l), im TEZG Ost weniger ($\varnothing \approx 20$ mg/l); Sulfat ($\varnothing \approx 55$ bzw. 25 mg/l) und H'carbonat ($\varnothing \approx 45-50$ mg/l) gering, aber leicht steigend.	

WGG 5	R i s t e d t (Harzwasserwerke GmbH, Hildesheim)	BS 4
Geographie:	Syke-Bassumer Vorgeest und Geest im norddeutschen Tiefland südlich Bremen.	
Bearbeitung:	BS1 bis BS3 für ausgewählte 3 TEZG mit je 1 Brunnen (HB1, HB2 und B6); BS 4 nur für Brunnen B6; BS 1 auch für Gesamt-EZG (EZG-Fläche 62 km ²).	
Flächennutzung:	Im TEZG HB1 Wald und Acker in gleichen Anteilen (je 43%), in den TEZG HB2 und B6 überwiegend Acker (71% bzw. 64%); Grünland untergeordnet (11% - 17%).	
Wasserwirtschaft:	19 Einzelbrunnen, davon 3 HFB; Förderung seit 1963; Gesamtförderrate in 1980/90er J. um 16-17 Mio., seit 2000 ca. 14,5-16,5 Mio. m ³ /a; davon HB1: 2,3 Mio., HB2: 2,2 Mio. und B6: 0,53 Mio. m ³ /a (Mittel 2000-2009).	
Hydrogeologie:	Quartär-GWL ohne Stockwerkstrennung (50-200 m mächtig) aus glazifluviatilen Sanden, mit Rinnenbildung, teils Deckschichten (Geschiebelehm im südl. EZG); Basis des GWL: Tertiär.	
Rohmischwasser:	Meist kein Nitrat, außer in Br. B6 (\varnothing ~15 mg/l), Sulfat je nach Br. variabel (\varnothing ~ 40-110 mg/l), teils fallend; H'carbonat gering (\varnothing ~30-80 mg/l), aber leicht steigend.	
WGG 6	G a r ß e n (Stadtwerke Celle GmbH)	BS 2
Geographie:	Südostteil der Lüneburger Heide (Geest) und angrenzende Aller-Örtze-Niederung.	
Bearbeitung:	BS1 und BS2 für 3 TEZG (West, Ost, Arloh) gegliederte Gesamt-EZG (Fläche insg. ca. 35 km ²).	
Flächennutzung:	Überwiegend Wald (TEZG Garßen-Ost ca. 50%, sonst ca. 70%); untergeordnet Acker (je nach TEZG 13-33%) und Grünland (9-17%).	
Wasserwirtschaft:	16 aktive Brunnen (VFB), davon 13 Br. am Ww. Garßen und weitere 3 Br. ca. 3 km N' davon (Arloh); Förderung seit ca. 1900; Förderrate seit 1970er J. um 5-6 Mio. m ³ /a.	
Hydrogeologie:	Zweigeteilter Quartär-GWL (meist glazifluviatile Sande, 10-30 m mächtig, lokal bis 80 m), mächtiger GW-Hemmer (Geschiebemergel, Beckenschluff, meist 10-30 m) mit lokalen Lücken; Förderung aus unterem GWL; Basis: Tertiär (Schluff, Ton, Sand).	
Rohmischwasser:	Kein Nitrat; Sulfat gering, variabel (\varnothing ~25-60 mg/l), mit steigender Tendenz; H'carbonat konstant (\varnothing ~90-110 mg/l).	
WGG 7	O r t h e i d e (Stadtwerke Emsdetten GmbH)	BS 3
Geographie:	SW' des Teutoburger Wald am Nordrand des Münsterländer Beckens, an der Ems.	
Bearbeitung:	BS1 bis BS3 für das Gesamt-EZG (Fläche 6,6 km ²), BS1 zusätzlich für ausgewählte TEZG.	
Flächennutzung:	Acker überwiegt (37%, viel Mais), Grünland (24%) und Wald (29%) in größeren Anteilen; Nutzungskartierungen mehrerer Jahrgänge ausgewertet (Luftbilder u.a.).	
Wasserwirtschaft:	14 aktive Brunnen (VFB), meist in der Ur-Ems-Rinne; Förderung der meisten Brunnen seit 1972-74, Gesamtförderung zunächst 1,8-1,9 Mio., aktuell um 1,75 Mio.m ³ /a.	
Hydrogeologie:	Quartär mit 2 GWL (zus. 10-20 m mächtig) und lückenhaftem Hemmer, Terrassenablagerungen der Ems (Ur-Ems-Rinne, bis 30 m mächtig); Quartär-Basis: Oberkreide-Tonmergelsteine.	
Rohmischwasser:	Kein Nitrat; Sulfat je nach Br. variabel (\varnothing ~70-200 mg/l), fallend (heute ca. 110 mg/l); H'carbonat sehr variabel, meist hoch (\varnothing ~130-370 mg/l), tendenziell steigend.	
WGG 8	L e n g e r i c h (Wasserversorgungsverband Tecklenburger Land)	BS 3
Geographie:	Südliches Vorland des Teutoburger Waldes, nördliches Münsterland.	
Bearbeitung:	BS1 bis BS3 für 2 ausgewählte TEZG mit je 1 Brunnen (B2, B4) (Gesamt-Fläche 5,2 km ²).	
Flächennutzung:	Überwiegend Siedlung (46%) und Acker (31%), wenig Grünland und Wald.	
Wasserwirtschaft:	4 aktive Brunnen (VFB) ersetzen seit 2002 ehemals 13 Brunnen (Förderbeginn ca. 1930); angeschlossen an Ww. Brochterbeck; Gesamtförderung seit 2004 ca. 0,8-0,9 Mio. m ³ /a.	
Hydrogeologie:	Zweigeteilter Quartär-GWL mit lückenhaftem Hemmer; Förderung aus unterem Stockwerk; nach Norden zum Teutoburger Wald auskeilend; Basis des GWL: Emscher Mergel (Nichtleiter).	
Rohmischwasser:	Unterschiede in einzelnen Br.; kein Nitrat in B4, hohe Werte in B2 (40-50 mg/l); Sulfat variabel (\varnothing ~80-140 mg/l); H'carbonat hoch (\varnothing ~240-340 mg/l) und steigend.	

WGG 9	Brochterbeck (Wasserversorgungsverband Tecklenburger Land)	BS 3
Geographie:	Südliches Vorland des Teutoburger Waldes, nördliches Münsterland.	
Bearbeitung:	BS1 bis BS3 für 2 ausgewählte TEZG mit je 3 Brunnen (TEZG Nordwest mit V3-V5 und Süd mit V10-V12), BS1 zusätzlich für das Gesamt-EZG (Fläche 14 km ²).	
Flächennutzung:	Überwiegend Acker (65%), weniger Grünland (20%), wenig Wald und Siedlung.	
Wasserwirtschaft:	21 aktive Brunnen, davon 3 HFB; in 2005 Hebergalerie durch neue VFB ersetzt; Förderung Heber seit 1920er J., übrige Brunnen seit 1980er J.; Gesamtförderung seit 1980 meist 3,5 bis 4,5 Mio., seit 2004 um 3,8 Mio. m ³ /a.	
Hydrogeologie:	Dreigeteilter Quartär-GWL mit lückenhaft trennenden Hemmern; Förderung aus den beiden unteren Stockwerken; nach Norden zum Teutoburger Wald (Jura/ Kreide) auskeilend; Basis des GWL: Emscher Mergel als GW-Nichtleiter.	
Rohmischwasser:	Unterschiede in einzelnen TEZG; kein Nitrat in TEZG Süd, hohe Werte in TEZG Nordwest (30-40 mg/l); Sulfat (\varnothing ~50-110 mg/l) und H'carbonat (\varnothing ~110-280 mg/l) lokal variabel, Trends in TEZG gegensätzlich.	
WGG 10	Berkhof-Ost / Fuhrberger Feld (Stadtwerke Hannover AG/ Enercity)	BS 3
Geographie:	Aller-Wietze-Niederung im norddeutschen Tiefland nördlich Hannover.	
Bearbeitung:	BS1 bis BS3 für 2 ausgewählte TEZG mit 7 bzw. 9 Einzelbrunnen der Fassung Berkhof-Ost (B32-B38 und B52-B60, Fläche beider TEZG zus. ca. 13 km ³).	
Flächennutzung:	Überwiegend Wald (64 bzw. 75% in TEZG), relativ wenig Acker (27 bzw. 17%).	
Wasserwirtschaft:	Fassung Berkhof mit 68 Einzelbrunnen, Förderrate aktuell ca. 12 Mio., davon Berkhof-Ost ca. 5,5 Mio. m ³ /a; Förderung seit 1940er J.; die 16 Brunnen der ausgewählten TEZG fördern zusammen ca. 3,2 Mio. m ³ /a in variablen Anteilen.	
Hydrogeologie:	Zusammenhängender Quartär-GWL ohne Stockwerkstrennung, meist (glazi-) fluviatilen Sande; ca. 20-40 m mächtig. Basis-GWL: Tertiär.	
Rohmischwasser:	Kein Nitrat; Sulfat (\varnothing ~80-250 mg/l) und H'carbonat (\varnothing ~100-190 mg/l) lokal variabel, Trends in TEZG gegensätzlich.	
WGG 11	Vinn (ENNI Energie & Umwelt Niederrhein GmbH, Moers)	BS 1
Geographie:	Rheinaue am Stadtrandgebiet von Moers in der Niederrheinischen Bucht.	
Bearbeitung:	BS1 für Gesamt-EZG (Fläche 7,3 km ²).	
Flächennutzung:	Überwiegend Acker (54%), untergeordnet Siedlung und Grünland.	
Wasserwirtschaft:	6 aktive Brunnen, davon 5 VFB (Fassung Vinn I) und 1 HFB (Vinn II); Förderraten insg. zwischen 2 und 4 Mio. m ³ /a, seit 2005 um 3,5 Mio. m ³ /a.	
Hydrogeologie:	2 Quartär-GWL mit lückenhaftem Hemmer; meist Sande der Rhein-Mittel-/ Niederterrasse (5-25 m mächtig); Senkungsgebiet „Krefelder Scholle“; Basis: Tertiär (Grafenberger Schichten).	
Rohmischwasser:	Nitrat relativ hoch, aber tendenziell fallend (aktuell \varnothing ~35 mg/l); Sulfat fallend (\varnothing ~110 mg/l); H'carbonat steigend (\varnothing ~300 mg/l).	
WGG 12	Niep (ENNI Energie & Umwelt Niederrhein GmbH, Moers)	BS 4
Geographie:	Rheinterrassen, SW' Neukirchen-Vluyn in der Niederrheinischen Bucht.	
Bearbeitung:	BS1 bis BS4 für das Gesamt-EZG (Fläche ca. 3 km ²), keine Gliederung in TEZG.	
Flächennutzung:	Überwiegend Acker (58%) und Grünland (30 % einschl. Golfplatz), wenig Wald.	
Wasserwirtschaft:	16 aktive, nah beieinander liegende Einzelbrunnen, davon 4 neue Br. seit 2004; Förderraten 1997-2003 ca. 2 Mio. m ³ /a, seit 2004 stark erhöht auf ca. 3,7 Mio. m ³ /a.	
Hydrogeologie:	Quartär-GWL, lokal mit 2 Stockw. (Nieder-, Mittelterrasse), Basis: Tertiär (Feinsand/ Schluff: Grafenberger Schichten); hoher Bilanzanteil an Oberflächengewässer-Infiltration (78%).	
Rohmischwasser:	Nitrat gering, tendenziell fallend (aktuell \varnothing ~3 mg/l); Sulfat fallend (\varnothing ~90 mg/l); H'carbonat steigend (\varnothing ~300 mg/l).	

WGG 13	A n r a t h (Stadtwerke Willich GmbH & Co KG)	BS 3
Geographie:	Rheinaue/-terrassen SW' der Stadt Krefeld, nördliche Niederrheinische Bucht.	
Bearbeitung:	BS1 bis BS3 für das Gesamt-EZG (Fläche ca. 9 km ²), keine Gliederung in TEZG.	
Flächennutzung:	Überwiegend Acker (60%) und Siedlung (30%), wenig Grünland und Wald.	
Wasserwirtschaft:	3 nah beieinander liegende Brunnen; Förderung seit 1950er J. Förderraten meist um 1,5 Mio. (langj. Mittel), aktuell ca. 1,3 - 1,4 Mio. m ³ /a.	
Hydrogeologie:	Quartär-GWL ohne Stockwerkstrennung, sandig-kiesige Terrassen-Ablagerungen (Rhein-Mittelterrasse), ca. 20 m mächtig, in „Krefelder Rinne“ bis 32 m, lokal GW-hemmende schluffige Linsen; Basis des GWL: Tertiär (Feinsand, Schluff).	
Rohmischwasser:	Nitrat gering ($\varnothing \approx 17$ mg/l), konstant; Sulfat leicht fallend ($\varnothing \approx 120$ mg/l); H'carbonat hoch und steigend ($\varnothing \approx 380$ mg/l).	
WGG 14	F o r s t w a l d (SWK Aqua GmbH/ Stadtwerke Krefeld)	BS 4
Geographie:	Rheinaue/-terrassen SW' der Stadt Krefeld, nördliche Niederrheinische Bucht.	
Bearbeitung:	BS1 bis BS4 für das Gesamt-EZG (Fläche ca. 18 km ²), keine Gliederung in TEZG.	
Flächennutzung:	Überwiegend Acker (55%) und Siedlung (31%), wenig Grünland und Wald.	
Wasserwirtschaft:	5 aktive VFB, nah beieinander in Reihe angeordnet; Förderung seit 1976; Gesamtförderung ca. 3,5 – 4,5 Mio., langj. Mittel ca. 3,6 Mio. m ³ /a.	
Hydrogeologie:	Quartär-GWL ohne Stockwerkstrennung, sandig-kiesige Terrassen-Ablagerungen (Rhein-Mittelterrasse), ca. 20 m mächtig, in „Krefelder Rinne“ bis 32 m, lokal GW-hemmende schluffige Linsen; Basis GWL: Tertiär; Bilanzanteil aus Baggersee ca. 20 %.	
Rohmischwasser:	Nitrat gering ($\varnothing \approx 8$ mg/l), konstant; Sulfat gering ($\varnothing \approx 27$ mg/l), konstant; H'carbonat hoch ($\varnothing \approx 320$ mg/l), leicht steigend.	
WGG 15	H e r g e r s h a u s e n (Zweckverband Gruppenwasserwerk Dieburg)	BS 1
Geographie:	Untere Mainebene SW' Stockstadt am Odenwald in Süd-Hessen.	
Bearbeitung:	BS1 für das TEZG des Brunnens 19 des WGG (TEZG-Fläche ca. 1 km ²).	
Flächennutzung:	Überwiegend Acker (47%) und Wald (24%), wenig Grünland und Siedlung.	
Wasserwirtschaft:	Br. 18 und 19 benachbart, fördern zusammen; Förderraten Br. 19 seit 1992 zwischen 150 000 und 800 000 m ³ /a schwankend, aktuell (2008) ca. 170 000 m ³ /a.	
Hydrogeologie:	GWL des Quartär und Pliozän (Tertiär), Terrassenablagerungen des Main, lokal Rinnenbildung (bis 60 m mächtig); Basis GWL: Miozän-Mergel und Rotliegend (Perm).	
Rohmischwasser:	Nitrat sehr hoch ($\varnothing \approx 85$ mg/l), relativ konstant; Sulfat konstant ($\varnothing \approx 60$ mg/l); H'carbonat schwankend ($\varnothing \approx 140$ mg/l), tendenziell steigend.	
WGG 16	D ü l k e n (NEW NiederrheinWasser GmbH, Viersen)	BS 4
Geographie:	Rheinebene NW' der Stadt Mönchengladbach, Niederrheinische Bucht.	
Bearbeitung:	BS1 bis BS4 für die TEZG der Br. 6 und 7 (getrennt); BS1 zusätzlich für Br. 4+5.	
Flächennutzung:	Im TEZG der Br. 4, 5 und 6 überwiegt Acker (65-70%), im TEZG des Br. 7 Acker und Waldflächen etwa gleich (35-38%), Grünland und Siedlung untergeordnet.	
Wasserwirtschaft:	4 aktive, 2 stillgelegte Brunnen; Gesamtförderung seit 1990er J. meist 0,5 - 0,7 Mio. m ³ /a; Fördermengenverlagerung anteilig vom oberen (Br. 4, 5) ins untere GW-Stockwerk (Br. 6, 7); gemeinsames WSG mit angrenzendem WGG Boisdorf.	
Hydrogeologie:	Zweigeteilter Quartär-GWL: ob. GWL umfasst Sande/Kiese der Hauptterrasse und „Reuver Kies“, unt. GWL = „Hauptkiesserie“, trennender GW-Hemmer („Reuver-Ton“) mit geol. „Fenster“ (Lücken); Basis: Tertiär („Neurather Sand“); je 2 Brunnen im ob. und unt. GWL.	
Rohmischwasser:	Je nach Brunnen unterschiedlich; Nitrat in Br. 4, 5, u. 6 sehr hoch ($\varnothing \approx 90-110$ mg/l), in Br. 7 gering ($\varnothing \approx 2$ mg/l), Sulfat je nach Br. unterschiedlich ($\varnothing \approx 50-110$ mg/l), meist steigend; H'carbonat in allen Br. gering ($\varnothing \approx 30-40$ mg/l), Tendenz unterschiedlich.	

WGG 17	Helena brunn (NEW NiederrheinWasser GmbH, Viersen)	BS 1
Geographie:	Rheinebene N' der Stadt Mönchengladbach, Niederrheinische Bucht.	
Bearbeitung:	BS1 für EZG der Fassungen Helenabrunn und Theeshütte (Fläche zusammen ca. 7 km ²).	
Flächennutzung:	Überwiegend Acker (39%), Siedlung (33%) und Grünland (17%), wenig Wald.	
Wasserwirtschaft:	Benachbarte Fassungen Helenabrunn (Förderrate Mittel ca. 0,68 Mio.m ³ /a) und Theeshütte (Mittel ca. 3,2 Mio. m ³ /a); gemeinsames WSG.	
Hydrogeologie:	Zweigeteilter Quartär-GWL mit trennendem GW-Hemmer („Reuver-Ton“), ähnlich WGG Dülken (s.o.), Gebiet der Krefelder und Venloer Scholle.	
Rohmischwasser:	Nitrat relativ gering und konstant ($\bar{\varnothing}$ ~12 mg/l); Sulfat konstant ($\bar{\varnothing}$ ~60 mg/l); H'carbonat leicht steigend ($\bar{\varnothing}$ ~90 mg/l).	
WGG 18	Quenhorn (Stadtwerke Gütersloh GmbH)	BS 2
Geographie:	Östliches Münsterland zwischen der Ems W' Gütersloh und Herzebrock-Clarholz.	
Bearbeitung:	BS1 und BS2 getrennt für alle 4 TEZG des WGG (Fläche Gesamt-EZG ca. 10 km ²).	
Flächennutzung:	Überwiegend Acker (ca. 70%), wenig Wald und Grünland.	
Wasserwirtschaft:	Fassungen I mit 3 VFB (Förderbeginn 1970) u. 2 HFB (seit 1974), nördliche Fassung II mit 2 VFB (seit 2003); Förderraten zunächst ca. 1,2 bis 1,6 Mio., seit 1996 Erhöhung auf 2,2 bis 2,85 Mio. m ³ /a. Brunnen der Fassung II fördern anteilig Ems-Uferfiltrat.	
Hydrogeologie:	Quartär-GWL ohne Stockwerkstrennung, meist Sande/Kiese der Ems-Mittelterrasse 15-20 m mächtig, in Rinnen bis 30 m (Ur-Ems-Rinne); Basis des GWL: Emscher Mergel (GW-Stauer).	
Rohmischwasser:	Nitrat je nach Brunnen unterschiedlich: VB4 kein Nitrat, VB3 erhöht ($\bar{\varnothing}$ ~30 mg/l), übrige gering ($\bar{\varnothing}$ ~3-7 mg/l); Sulfat in allen Br. etwa gleich ($\bar{\varnothing}$ ~100-120 mg/l), fallende Tendenz; H'carbonat in allen Br. ähnlich ($\bar{\varnothing}$ ~260-300 mg/l), steigende Tendenz.	
WGG 19	Bockum (Stadtwerke Duisburg AG)	BS 2
Geographie:	Rheinterrasse (rechtes Ufer), Niederbergisches Land am Stadtrand von Düsseldorf.	
Bearbeitung:	BS1 und BS2 getrennt für 2 TEZG Nord- u. Südheber (EZG-Fläche ges. ca. 25 km ²).	
Flächennutzung:	Überwiegend Acker (48%) und Wald (27%), wenig Grünland.	
Wasserwirtschaft:	2 Fassungen: „Nordheber“ mit 25 VFB und 1 HFB und „Südheber“ mit 34 VFB; Förderung seit 1911; in den 1970er J. 16-20 Mio., danach rückläufig, seit 1993 ca. 9-10 Mio. m ³ /a; im „Südheber“ wird anteilig Rhein-Uferfiltrat gefördert; im Süden grenzen unmittelbar die WGG Wittlaer, Kaiserswerth und Wittlaerer Werth an.	
Hydrogeologie:	Zusammenhängender Quartär-GWL aus Sande/Kiese der Mittel-, Nieder- und Tal-Terrassen des Rheins; um 10-15 m mächtig; Basis GWL: Tertiär (Schluffe).	
Rohmischwasser:	Nitrat leicht erhöht (Nord- bzw. Südheber: $\bar{\varnothing}$ ~19 bzw. 28 mg/l), tendenziell fallend; Sulfat fallend ($\bar{\varnothing}$ ~90-110 mg/l); H'carbonat steigend ($\bar{\varnothing}$ ~270-300 mg/l).	
WGG 20	Allmendfeld (Hessenwasser GmbH & Co. KG, Groß-Gerau)	BS 3
Geographie:	Hessisches Ried, nördliche Rheinebene zwischen Gernsheim und Pfungstadt.	
Bearbeitung:	BS1 bis BS3 für das TEZG Nord (Br. 10-15, TEZG-Fläche ca. 19 km ²).	
Flächennutzung:	Überwiegend Acker (56%), untergeordnet Siedlung (20%, brunnenfern) und Wald (16%, brunnenfern), lokale Mooregebiete (Pfungstädter Moor).	
Wasserwirtschaft:	Insg. 15 VFB in 3 Gruppen, davon Fassung Nord mit 5 Brunnen, Förderbeginn 1963/64 (Brunnen-Neubau 2003-2010), Filtertiefen 40-110 m u. GOK; Förderraten (Fassung Nord) seit 1977 meist 4-6 Mio., vorher zeitweilig bis 10 Mio. m ³ /a.	
Hydrogeologie:	Ungliederter Quarträr-GWL (meist Sand/Kies, lokale Ton/Schluff-Lagen), Terrassen des Rheins und Alt-Neckars, östliche Begrenzung durch Odenwald-Randverwerfung; zeitweilige Infiltrationen zum Ausgleich der GW-Stände (GW-Anreicherung in Langgraben, Rotgraben).	
Rohmischwasser:	Kein Nitrat; Sulfat tendenziell steigend ($\bar{\varnothing}$ ~100 mg/l); H'carbonat steigend ($\bar{\varnothing}$ ~330 mg/l).	

WGG 21	Kinderhaus (Stadtwerke Münster GmbH)	BS 2
Geographie:	Westufer der Münsterschen Aa nördlich Münster in Westfalen.	
Bearbeitung:	BS1 für beide TEZG Nord und Süd getrennt (EZG-Fläche gesamt ca. 2,5 km ²), BS2 konnte aufgrund fehlender Datengrundlage (Einzugsgebiet, Fließzeiten) nicht bearbeitet werden.	
Flächennutzung:	Im TEZG Nord überwiegend Acker (70%), wenig Wald und Siedlung; im TEZG Süd meist Siedlung (60%), etwas Wald (25%), wenig Acker (10%).	
Wasserwirtschaft:	2 Fassungen (Ww. Nord und Süd) mit 2 bzw. 3 aktiven nah beieinander liegenden Brunnen; Förderung seit 1950er J., Fassung Nord seit 1979; Förderraten zunächst 0,2 – 0,7 Mio., seit 1990 meist um 0,7 – 0,8 Mio. m ³ /a; Hauptförderung in Fassung Nord.	
Hydrogeologie:	Quartär-GWL, glaziale Rinnenstruktur mit Sanden/Kiesen („Münsterländer Kiessandzug“), bis zu 42 m mächtig; randlich überlagert durch Niederterrasse; Basis GWL: Oberkreide-Tonmergelsteine als GW-Stauer.	
Rohmischwasser:	Große Unterschiede in TEZG (Nord bzw. Süd): Nitrat vorhanden ($\emptyset \approx 11$ bzw. 25 mg/l); Sulfat schwankend ($\emptyset \approx 75$ bzw. 190 mg/l); H ⁺ carbonat hoch ($\emptyset \approx 200$ bzw. 350 mg/l).	

In einzelnen Wassergewinnungsgebieten (WGG) waren die angetroffenen wasserwirtschaftlichen, hydrogeologischen und hydrochemischen Verhältnisse so heterogen, dass eine Unterteilung in einzelne Brunnengruppen und deren Teileinzugsgebiete (TEZG) erforderlich war und die Untersuchungen und Modellierungen dann exemplarisch auf ein oder mehrere ausgesuchte TEZG beschränkt wurden. Dadurch ergibt sich eine Gesamtanzahl der untersuchten Gebiete von 38.

In den folgenden Darstellungen werden die grundlegenden geohydraulischen Eigenschaften (Abb. 3-2: mittlere Fließzeiten, Abb. 3-3: mittlere Bilanzanteile der Herkunft des Rohmischwassers) sowie die Anteile der Hauptflächennutzungsarten für alle 38 Untersuchungsgebiete im Überblick zusammengefasst.

Die mittlere Fließzeit des geförderten Grundwassers wurde überschlägig anhand der Wasserbilanz und einer einfachen Vorstellung zum Aufbau des Grundwasserleiters ermittelt (Kap. 3.3) oder stammt aus Grundwasserströmungsmodellberechnungen. Die mittlere Fließzeit spiegelt wider, in welcher Spanne sich junge brunnennahe Einträge und ältere brunnenferne Einträge im Rohwasser überlagern. Je kürzer die mittlere Fließzeit ist, desto unvermittelter wirken sich Bewirtschaftungsänderungen oder ein Nachlassen des Nitratabbauvermögens auf das Rohwasser aus. Dagegen dämpfen lange Fließzeiten Änderungen der Stoffeinträge im Einzugsgebiet. Neun Untersuchungsgebiete weisen kurze mittlere Fließzeiten von unter 10 Jahren auf. Sieben Gebiete weisen lange mittlere Fließzeiten von über 30 Jahren auf, wobei in drei dieser Gebiete die mittleren Fließzeiten über 50 Jahren liegen, so dass sich hier der in der Mitte des vorherigen Jahrhunderts erfolgende Anstieg der Nitratinträge (s. Kap. 6.3) erst zu einem geringen Anteil auf das Rohwasser auswirken konnte. Die Mehrzahl der Gebiete (n = 22) weist Fließzeiten zwischen 10 und 30 Jahren auf.

In der überwiegenden Mehrzahl von Gebieten stammt das Rohwasser zu über 80 % aus der Grundwasserneubildung (Anzahl der Neubildungsdominierten Gebiete: 29). In diesen Gebieten wird die Beschaffenheit des Rohwassers nahezu ausschließlich durch die Stoffeinträge über die Neubildung und die Stoffumsätze im Grundwasserleiter geprägt. Sieben Gebiete weisen Oberflächenwasseranteile zwischen über 20 und 50 % auf. Lediglich in zwei Gebieten liegt der Oberflächenwasseranteil im Rohwasser bei über 50 %. In diesen Gebieten wird das Rohwasser weniger durch die Prozesse im Grundwasserleiter als durch die Beschaffenheit des infiltrierenden Oberflächengewässers und die Prozesse bei der Infiltration in den Grundwasserleiter geprägt.

Die Flächennutzung in den untersuchten Wassergewinnungsgebieten ist sehr heterogen verteilt. In den meisten Gebieten (n = 28) nimmt eine Ackernutzung den höchsten Flächenanteil ein, wobei hier in einigen Gebieten über drei Viertel der Fläche ackerbaulich genutzt wird. Eine dominierende Waldnutzung liegt lediglich in neun Gebieten vor und in vier Gebieten weisen Siedlungsflächen den höchsten Anteil an der Nutzungsstruktur auf. Grünlandnutzung erfolgt in allen Gebieten nur untergeordnet.

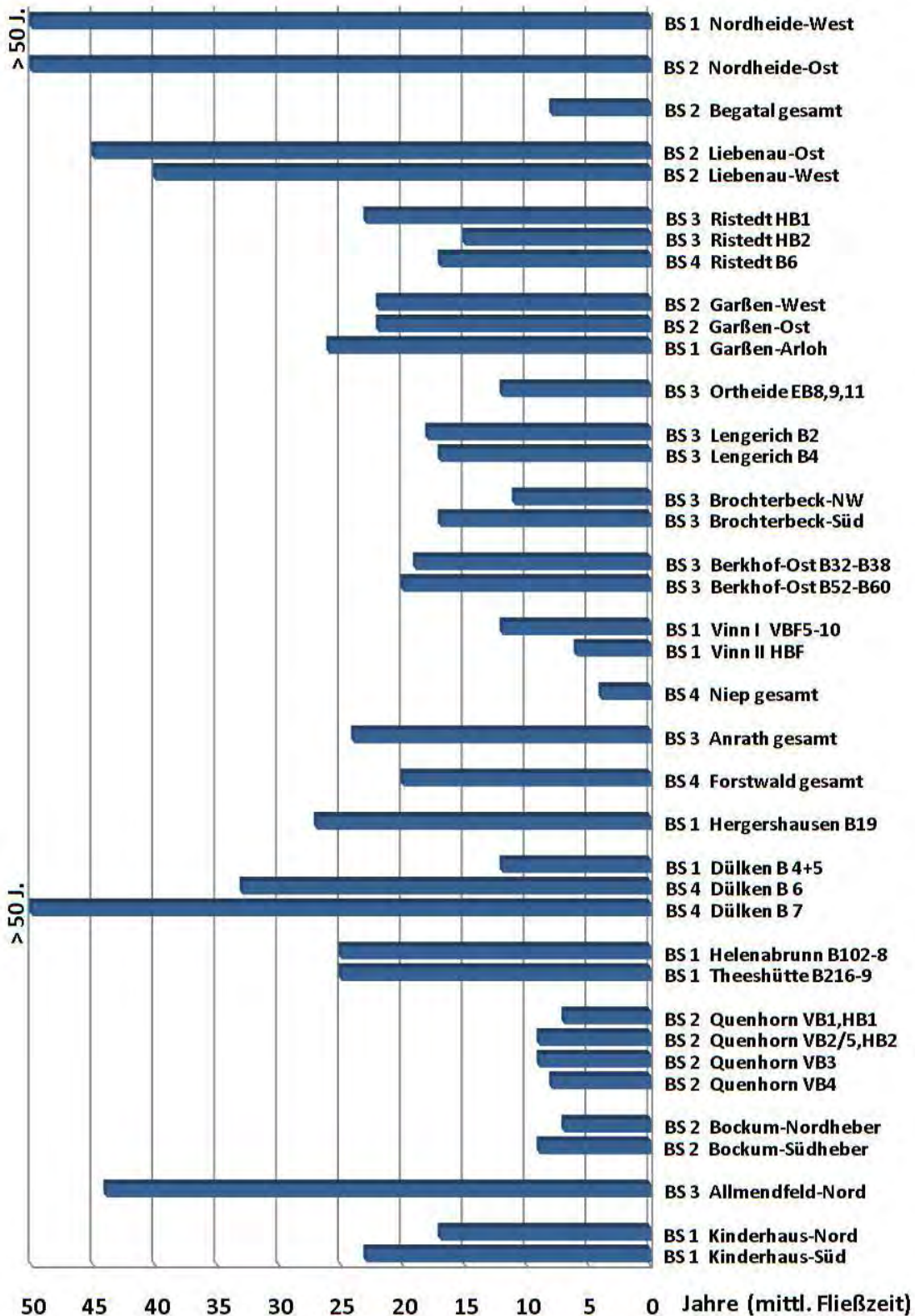


Abb. 3-2 Mittlere Fließzeiten zwischen Gw-Neubildung und Brunnen/ Wassergewinnungsanlage (Gw-Verweildauer) für alle untersuchten (Teil-)Einzugsgebiete (ungefähre Werte nach überschlägiger Bilanz der Stufe 1 bzw. Gw-Modellierung).

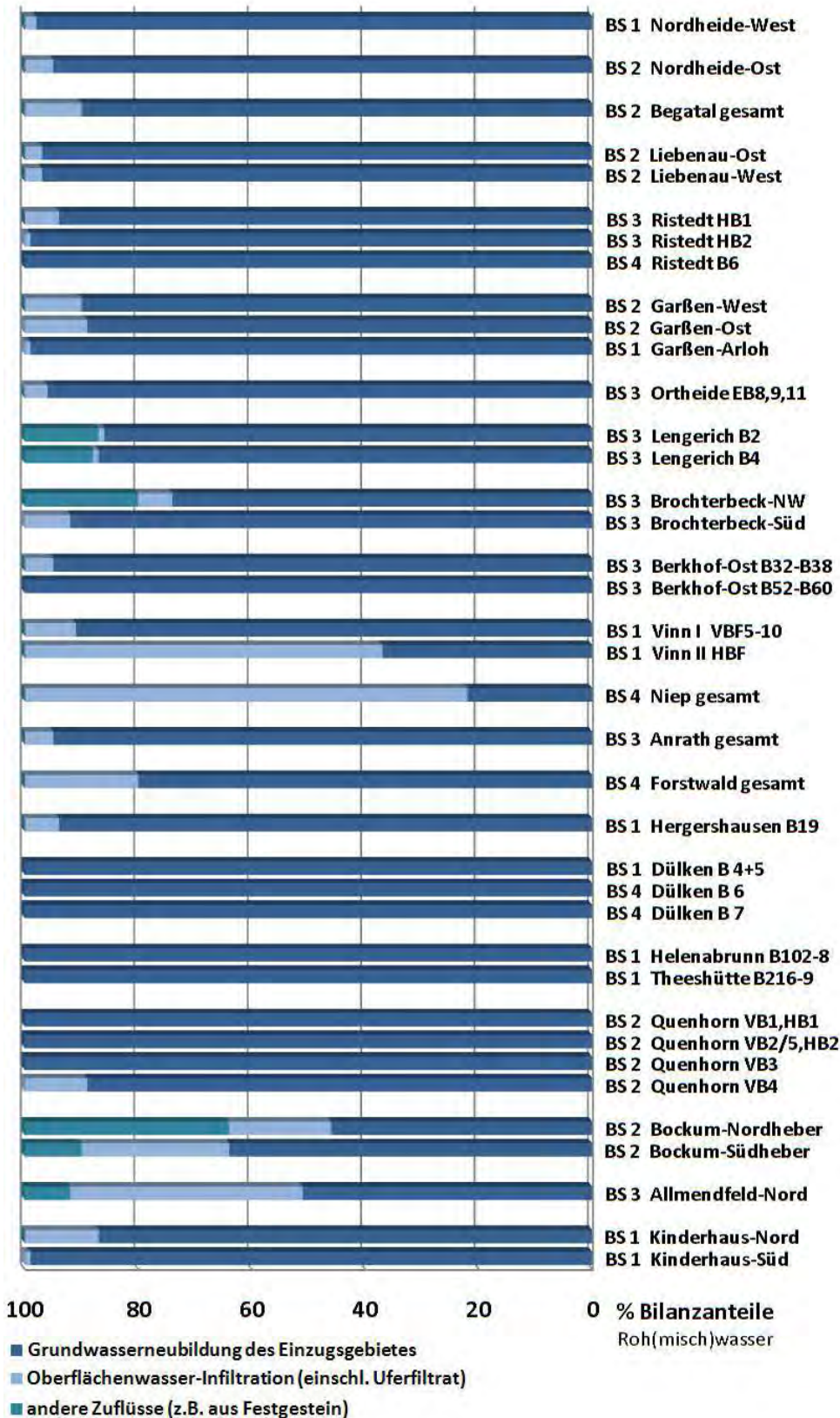


Abb. 3-3 Bilanzanteile des Roh(misch)wassers, unterschieden nach Herkunft (Grundwasserneubildung im EZG/TEZG, Oberflächenwasser-Infiltration, externe Zuflüsse) der untersuchten Brunnen(gruppen).

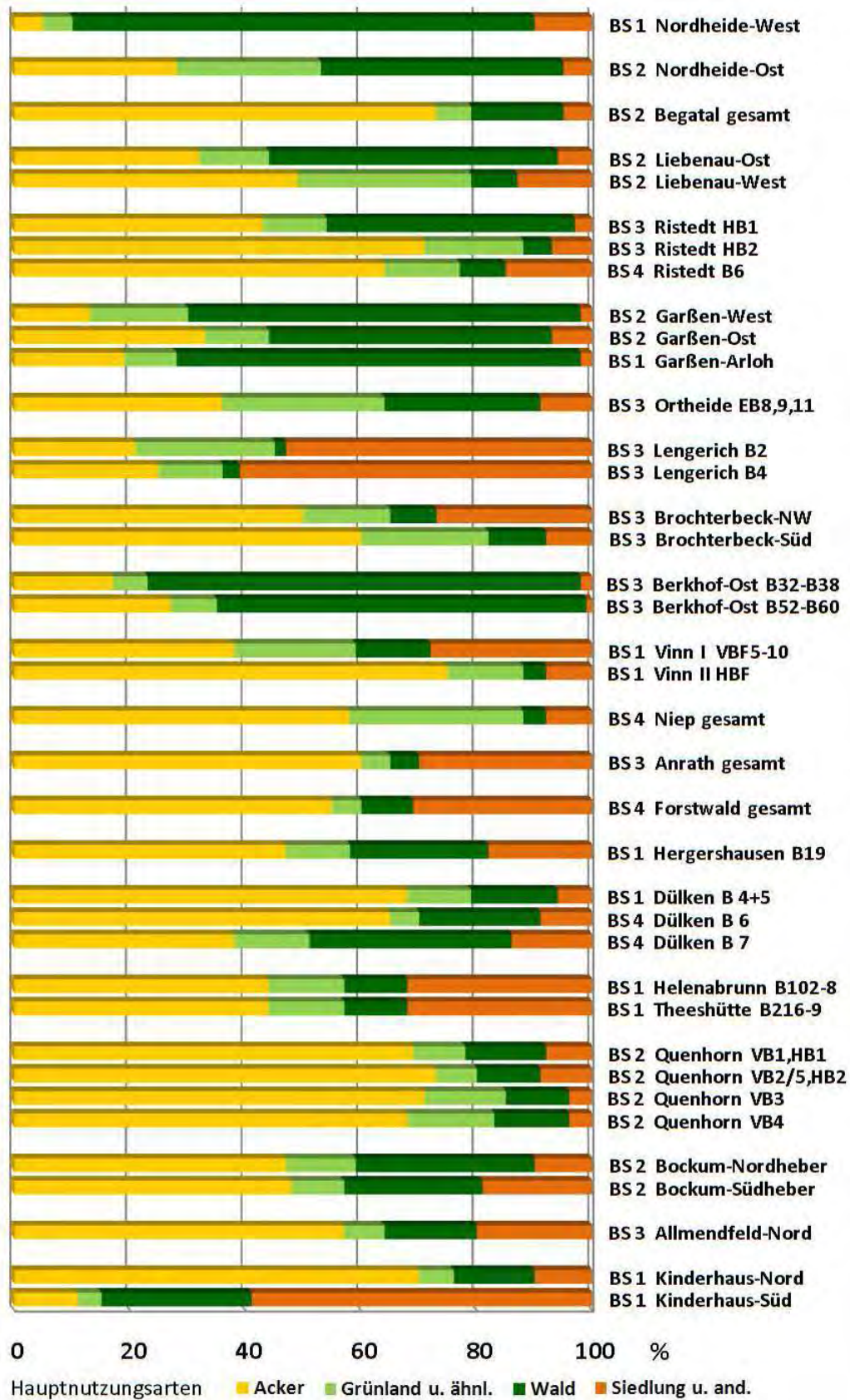


Abb. 3-4 Flächenanteile der vier Hauptnutzungsarten, bezogen auf die (Teil-) Einzugsgebiete der untersuchten WGG, meist vereinfacht nach Auswertungen aktueller topographischer Karten.

3.2 Hydrogeochemische Rohwassertypen und Entwicklungstrends

Die Rohwasserbeschaffenheiten der untersuchten Gewinnungsgebiete und Teileinzugsgebiete unterscheiden sich deutlich voneinander, sowohl im Hinblick auf die Höhe der Konzentrationen als auch im Hinblick auf die Konzentrationsentwicklungen.

In fünf Untersuchungsgebieten liegen die Nitratkonzentrationen bereits deutlich über dem Schwellenwert (37,5 mg/l), in vier dieser Gebiete wird auch der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l z.T. deutlich überschritten (Abb. 3-5, Abb. 3-6). Dagegen weisen 13 Gebiete derzeit ein nitratfreies Rohwasser auf. Dies entspricht in etwa einem Drittel der im Rahmen des Vorhabens untersuchten Gebiete. Sechs Gebiete weisen derzeit (noch) Nitratkonzentrationen im Rohwasser auf, die als nitratarm (1 - 10 mg/l) eingestuft werden können. 10 Gebiete weisen bereits erhöhte Nitratkonzentrationen auf (10 – 30 mg/l Nitrat im Rohwasser) und rd. ein Viertel der untersuchten Gebiete weisen hohe (30 – 50 mg/l) und sehr hohe (> 50 mg/l) Nitratkonzentrationen auf.

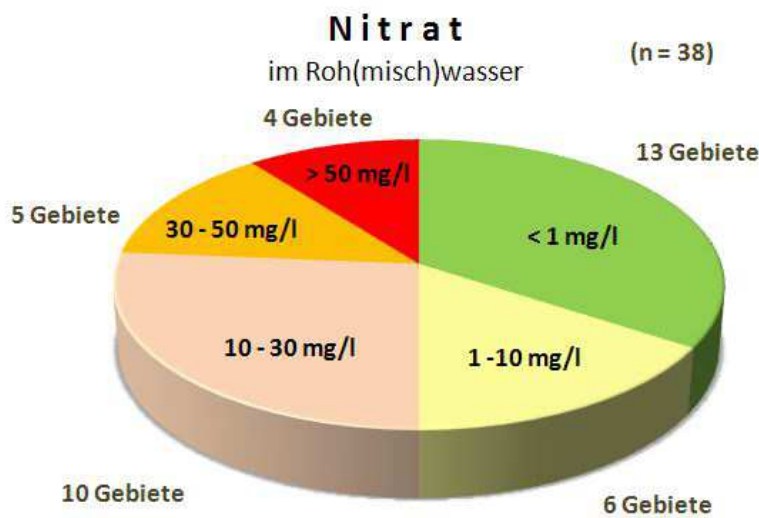


Abb. 3-5
Statistische Verteilung der aktuellen Nitratkonzentrationen im Roh(misch)wasser aller Brunnen(gruppen) der 38 untersuchten (Teil-) Einzugsgebiete (Bezug: Mittelwerte ca. 2000-2009).

Wie in Kap. 3-1 beschrieben, ist die Flächennutzung in den untersuchten WGG sehr heterogen verteilt, wobei aber der Anteil der Ackerflächen in den meisten Gebieten dominiert. In Abb. 3-6 sind die aktuellen Nitrat-, Sulfat- und Hydrogencarbonatkonzentrationen in Rohwasser (Mittel der Dekade 2000 – 2010) in Abhängigkeit vom Anteil an Ackerfläche in den jeweiligen Einzugsgebieten dargestellt. Für Sulfat- und Hydrogencarbonat zeigen sich keine Abhängigkeiten, für Nitrat deutet sich die erwartungsgemäße Verteilung an, dass hohe (30 – 50 mg/l) und sehr hohe Nitratkonzentrationen (> 50 mg/l) im Rohwasser eher in Gebieten mit höheren Ackeranteilen auftreten. Ebenso können aber auch in Gebieten, die überwiegend Ackerflächen in ihren Einzugsgebieten aufweisen, nitratfreie Grundwässer gefördert werden. Die Rohwasserbeschaffenheit ist somit sowohl von der Art und Intensität der Flächennutzung als auch von den Nitratabbauprozessen im Untergrund abhängig.

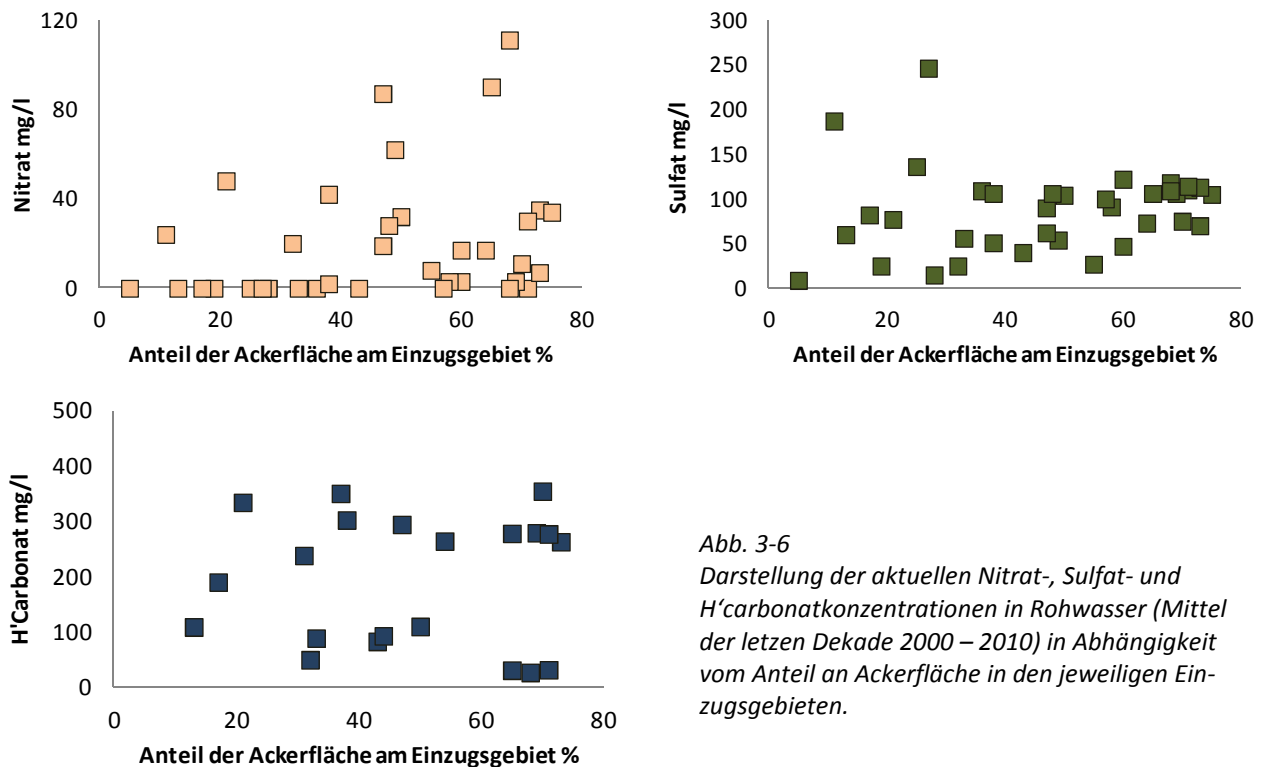


Abb. 3-6
Darstellung der aktuellen Nitrat-, Sulfat- und H'carbonatkonzentrationen in Rohwasser (Mittel der letzten Dekade 2000 – 2010) in Abhängigkeit vom Anteil an Ackerfläche in den jeweiligen Einzugsgebieten.

In Abb. 3-7 sind die aktuellen Nitrat-, Sulfat- und Hydrogencarbonatkonzentrationen im Roh(misch)wasser aller untersuchten (Teil-) Einzugsgebiete (jeweils Mittelwerte der für die Dekade 2000-2009 vorliegenden Analysen) dargestellt. Anhand dieser Diagramme wird die Spannweite in den Rohwasserbeschaffenheiten der untersuchten Gebiete dokumentiert. Die Sulfatkonzentrationen im Rohwasser liegen zwischen 10 und 250 mg/l, wobei in den meisten Gebieten zwischen 50 und 120 mg/l Sulfat auftreten. Noch größer sind die Spannweiten bei den Hydrogencarbonatkonzentrationen. Diese liegen zwischen 30 und nahezu 400 mg/l, wobei besonders häufig Konzentrationsbereiche zwischen 80 und 120 und zwischen 200 und 300 mg/l auftreten. Zwischen den an den Denitrifikationsprozessen beteiligten Anionen-Konzentrationen zeigen sich praktisch keine Zusammenhänge. Hohe Hydrogencarbonatkonzentrationen treten sowohl in nitratfreien und nitratarmen Rohwässern als auch in Rohwässern mit höheren Nitratkonzentrationen auf. Gleiches gilt auch für die Sulfatkonzentrationen. So treten sowohl die höchsten als auch die niedrigsten Sulfatkonzentrationen in nitratfreien Rohwässern auf. Auch hier zeigt sich, dass die Rohwasserbeschaffenheit sowohl von der Art und Intensität der Flächennutzung als auch von den Nitratabbauprozessen im Untergrund abhängig ist.

Mittelwerte und Trendentwicklungen der Nitrat-, Sulfat- und Hydrogencarbonatkonzentrationen im Roh(misch)wasser sind für alle untersuchten (Teil-) Einzugsgebiete jeweils für drei Dekaden (1980er, 1990er, 2000er Jahre) in Tab. 3-3 zusammengestellt. In Abb. 3-8 sind die Entwicklungstendenzen der Nitrat-, Sulfat- und Hydrogencarbonatkonzentrationen für alle Untersuchungsgebiete zusammengefasst dargestellt. Die Anzahl der Gebiete mit abnehmenden Nitratkonzentrationen hat in der letzten Dekade deutlich zugenommen. Wies von 38 Gebieten in der Dekade 1980 – 89 und in der Dekade 1990 – 1999 nur je eines fallende Nitratkonzentrationen auf, so sind es in der letzten Dekade (2000 – 2009) bereits 5 Gebiete. Dagegen ist die Anzahl der Gebiete mit steigenden Nitratkonzentrationen in etwa gleich geblieben.

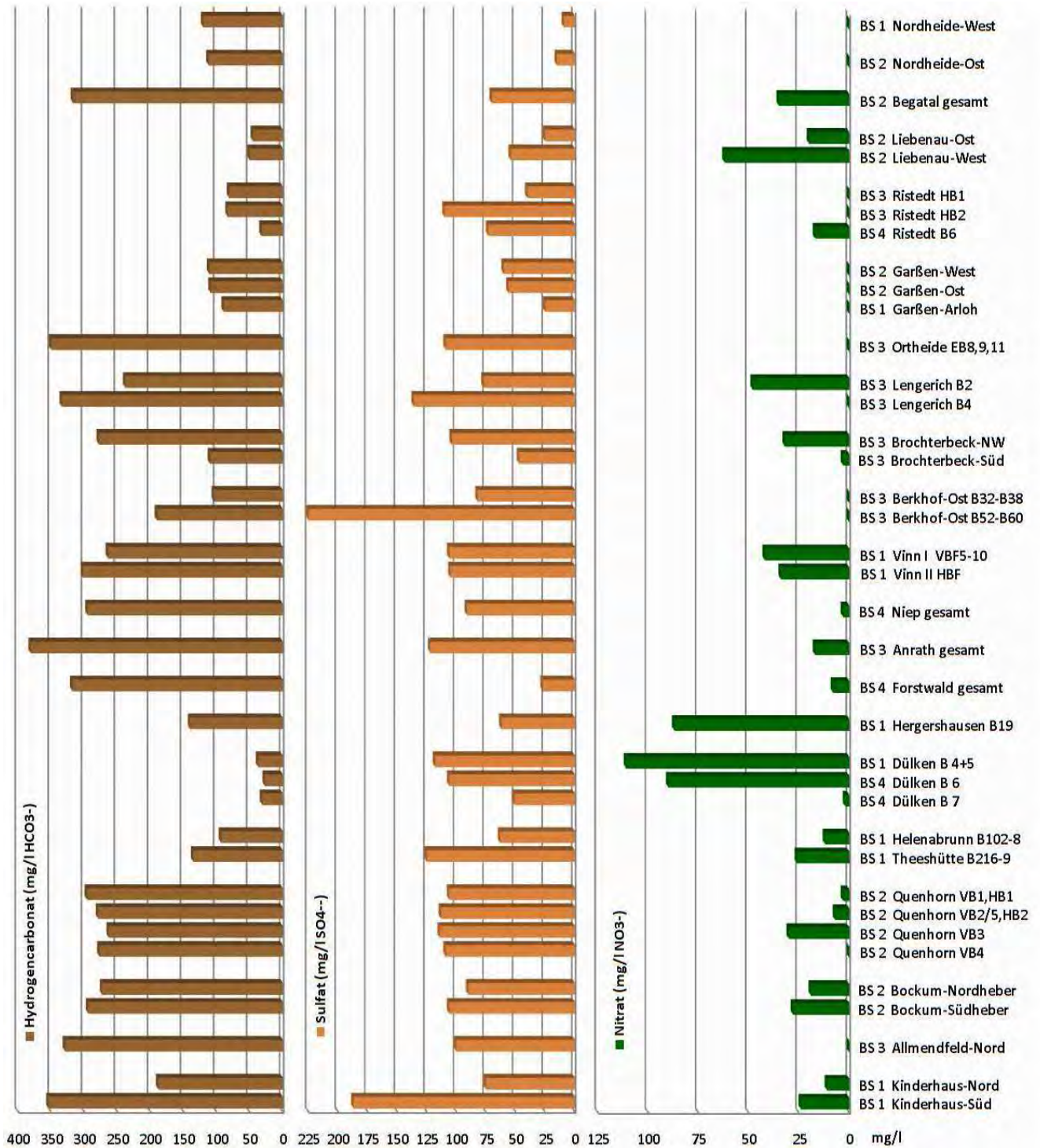


Abb. 3-7 Hydrogencarbonat-, Sulfat- und Nitratkonzentrationen im Roh(misch)wasser aller untersuchten (Teil-) Einzugsgebiete im Vergleich (jeweils Mittelwerte der für die Dekade 2000-09 vorliegenden Analysen, BS1-4 = Bearbeitungsstufen).

Tab. 3-3 Mittelwerte und Trend-Entwicklungen der Nitrat-, Sulfat- und Hydrogencarbonatkonzentrationen im Roh(misch)wasser aller untersuchten (Teil-) Einzugsgebiete im Vergleich, jeweils nach drei Dekaden (1980er, 1990er, 2000er Jahre) unterschieden.

Wassergewinnungsgebiet (WVU) Brunnen-Teileinzugsgebiet	Förder- menge (Modell) Mio.m ³ /a	Einzugs- gebiet Größe ca. km ²	Trendanalyse Rohwasser-Beschaffenheit (Hauptparameter)																	
			Nitrat (mg/l NO ₃ -)			Sulfat (mg/l SO ₄ -)			H'carbonat (mg/l HCO ₃ -)											
			1980-89	1990-99	2000-09	1980-89	1990-99	2000-09	1980-89	1990-99	2000-09									
1 Nordheide-West (Hamburger Ww) Nordheide-West (NH W1-W17)	6,0	27	0	0	0	→	7	→	7	→	9	→	123	→	119	→	120			
2 Nordheide-Ost (Hamburger Ww) Nordheide-Ost (NH O1-O24)	9,4	40	0	0	0	→	14	→	14	→	15	→	109	→	109	→	112			
3 Begatal (WBV Begatal) Begatal gesamt	0,45	1,6	k.A.	→	32	↕	35	k.A.	↘	111	→	70	k.A.	→	320	→	317			
4 Liebenau (Harzwasserwerke) Liebenau-Ost (LB I-V) Liebenau-West (LB VII,IX-XI)	2,58 0,29	15 1,4	↗	13	→	20	→	20	→	21	↗	22	→	25	→	33	↗	36	↗	45
5 Ristedt (Harzwasserwerke) Ristedt HB1 Ristedt HB2 Ristedt B6	2,29 2,19 0,54	9,4 9,4 2,3	0	0	0	0	0	↗	38	→	37	→	40	→	82	→	82	→	81	
6 Garßen (Stw Celle) Garßen-West Garßen-Ost Garßen-Arloh	2,10 2,05 1,43	15 11,1 9,1	k.A.	0	0	0	0	k.A.	↕	52	↗	60	k.A.	→	109	→	111			
7 Ortheide (Stw Emsdetten) Ortheide B3 (EB 8,9,11)	0,39	1,4	0	0	0	0	0	→	145	↘	135	↘	109	↗	283	→	334	↕	350	
8 Lengerich (WV Tecklenb. Land) Lengerich B2 Lengerich B4	0,21 0,15	1,3 0,8	k.A.	↕	(40)	→	48	k.A.	→	(80)	→	77	k.A.	→	(210)	↗	238			
9 Brochterbeck (WV Tecklenb. Land) Brochterbeck-Nordwest V3-V5 Brochterbeck-Süd V10-V12	0,36 0,26	1,2 1,1	↗	26	↗	38	→	32	↗	139	↘	114	↘	104	↕	289	↕	273	↗	278
10 Berkhof-Ost /Fuhrb.Feld (Stw Hannover) Berkhof-Ost B32-B38 Berkhof-Ost B52-B60	2,64 0,67	10 2,6	0	0	0	0	0	↗	65	→	77	↗	82	↗	89	→	95	↗	104	
11 Vinn (ENNI, Moers) Vinn gesamt	3,1	7,3	k.A.	↕	49	↘	36	k.A.	↘	133	→	106	k.A.	→	266	↗	294			
12 Niep (ENNI, Moers) Niep gesamt	3,5	2,9	↕	9	↘	6	→	3	→	103	→	99	↘	91	→	275	→	278	↗	295
13 Anrath (Stw Willich) Anrath gesamt	1,47	8,7	→	15	→	17	→	17	→	133	→	128	↘	122	→	342	↗	364	↗	381
14 Forstwald (SWK Aqua, Krefeld) Forstwald gesamt	3,7	18	↕	8	↕	6	→	8	→	27	→	28	→	27	→	291	↗	327	→	318
15 Hergershausen (ZVGW Dieburg) Hergershausen Br. 19	0,17	0,9	→	89	→	81	→	87	→	56	↕	58	→	62	↕	90	↗	114	↗	140
16 Dülken (Niederrheinwasser) Dülken Br. 4+5 Dülken Br. 6 Dülken Br. 7	0,20 0,30 0,27	0,9 1,2 1,1	↕	95	→	105	→	111	↕	141	↘	135	↕	118	→	22	↗	26	↗	37
17 Helenabrunn (Niederrheinwasser) Helenabrunn B102-108	1,7	7,0	→	14	→	12	→	12	→	62	→	59	→	63	→	67	↗	80	→	93
18 Quenhorn (Stw Gütersloh) Quenhorn VB1+HB1 Quenhorn VB2,HB2,VB5 Quenhorn VB3 Quenhorn VB4	1,20 1,06 0,33 0,26	3,6 4,2 1,2 0,9	→	3	→	2	→	3	→	131	→	127	↘	106	↗	233	↗	268	→	296
19 Bockum (Stw Duisburg) Bockum-Nordheber Bockum-Südheber	3,6 4,3	9,2 15,3	→	24	→	22	↘	19	→	130	↘	119	↘	90	→	263	→	269	→	273
20 Allmendfeld (Hessewasser) Allmendfeld-Nord (B10-B15)	5,9	19	0	0	0	0	↗	81	↗	100	↗	309	↗	329						
21 Kinderhaus (Stw Münster) Kinderhaus-Nord (B4,5,6) Kinderhaus-Süd (B1,2)	0,54 0,22	2,2 1,3	→	14	→	11	→	11	↗	85	→	98	↕	75	↗	211	→	211	↕	188
Trend:			0	null	↘	fallend	→	gleichbleibend	↗	steigend	↕	schwankend								

Erläuterung: Null (0) = kein Nitrat im Rohwasser; Fallend (↘) = tendenziell signifikant abnehmende Konzentrationen; Gleichbleibend (→) = von leichten Schwankungen abgesehen tendenziell indifferent; Steigend (↗) = tendenziell signifikant zunehmende Konzentrationen; Schwankend (↕) = deutliche Schwankungen ohne einheitlichen Trend. Fehlende Werte = noch keine Förderung oder keine Daten vorhanden (k.A.).

Für die Sulfatkonzentrationen im Rohwasser zeigen sich in der gebietsübergreifenden Trendanalyse im Vergleich der letzten beiden Dekaden nur geringe Änderungen. Auffällig ist lediglich die Zunahme der Anzahl an Gebieten mit fallenden Sulfatkonzentrationen. In den 1980er Jahren gab es kein Gebiet mit fallenden Sulfatkonzentrationen, in den 1990er Jahren aber bereits 10 Gebiete.

Dagegen zeigen sich in der Verteilung der Hydrogencarbonatkonzentrationen deutliche und über drei Dekaden anhaltende Änderungen. So nimmt die Anzahl der Gebiete mit steigenden Hydrogencarbonatkonzentrationen jeweils zu. Zeigten sich in den 1980er Jahren nur in sechs Gebieten ansteigende Werte im Rohwasser, so waren es in den 1990er Jahren bereits 11 und in der letzten Dekade 16 Gebiete. Derzeit steigt somit in der Hälfte der untersuchten Gebiete die Hydrogencarbonatkonzentration im Rohwasser mehr oder weniger kontinuierlich an. Als Ursachen hierfür kommen prinzipiell Änderungen in der Flächenbewirtschaftung und in der Art und Intensität der Düngemiteleinträge, aber auch eine Änderung der Denitrifikationsprozesse in Betracht. Ein Nachlassen der autolithotrophen Denitrifikation und ein höherer Anteil der heterotrophen Denitrifikation könnten, zumindest anteilig, zu einem Anstieg der Hydrogencarbonatkonzentrationen im Rohwasser führen.

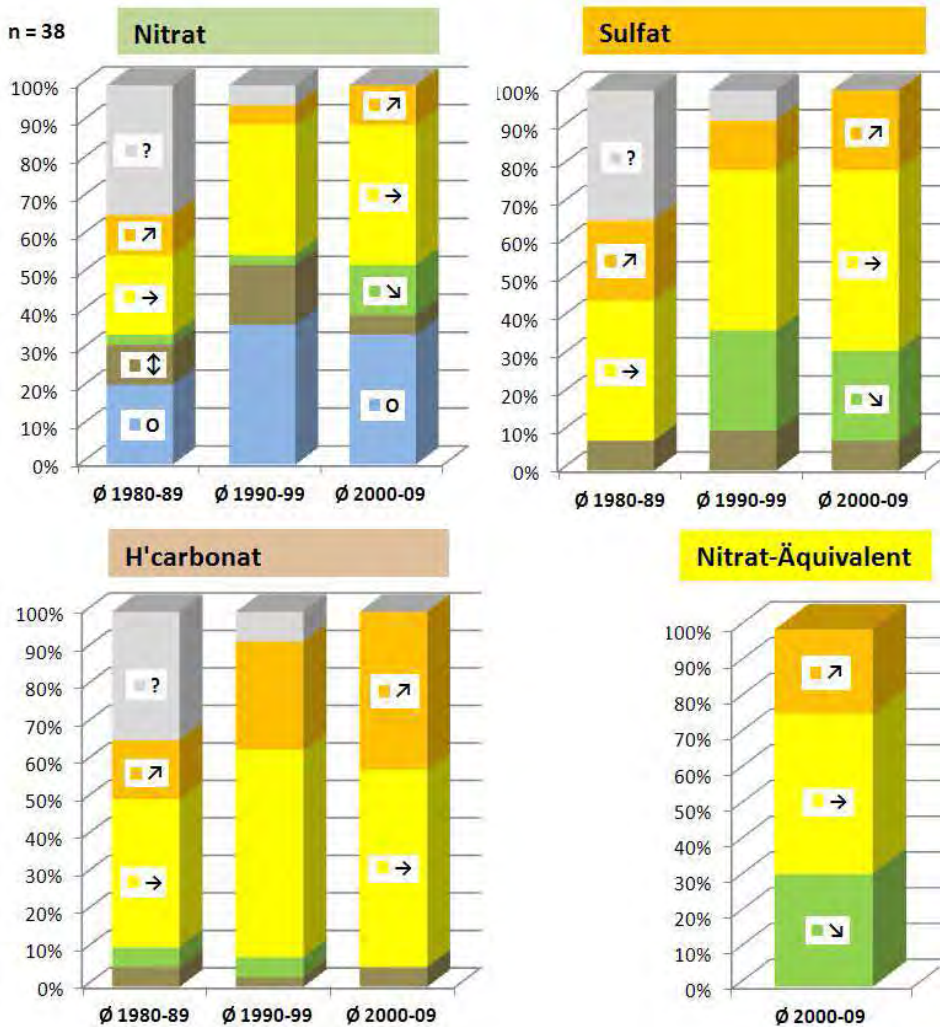


Abb. 3-8 Statistische Auswertung der Trendentwicklungen der Nitrat-, Sulfat- und Hydrogencarbonatkonzentrationen im Roh(misch)wasser aller untersuchten (Teil-) Einzugsgebiete (Anzahl $n = 38$ entspricht 100 %), jeweils nach drei Dekaden unterschieden; Signaturen wie in Abb. 3-2 (s.o.); zusätzlich aktueller Trend des „Nitrat-Äquivalents“ = summierte Nitrat- und Sulfatwerte (Sulfat als Nitrat-Äquivalent).

3.3 Hydrogeologische und wasserwirtschaftliche Typen

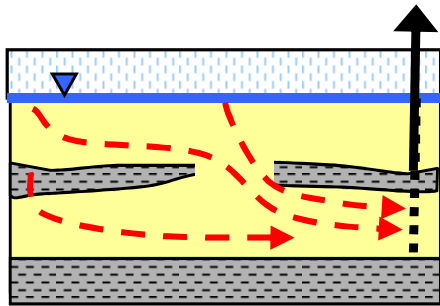
Die untersuchten Wassergewinnungsgebiete wurden den im Folgenden kurz beschriebenen hydrogeologischen bzw. wasserwirtschaftlichen Typen zugeordnet (Tab. 3-4). Diese unterscheiden sich hinsichtlich der Herkunft des Rohwassers und hinsichtlich der internen Differenzierung der wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleiter und damit auch hinsichtlich der räumlichen Differenzierung der für den Nitratabbau verantwortlichen Prozesse. Die Typisierung und die Zuordnung der Wassergewinnungsgebiete stellt eine orientierende Einschätzung dar, wobei zwischen den unterschiedenen Typen Übergänge möglich sind. Die sehr heterogenen Standorteigenschaften der Gebiete erfordern eine detaillierte Beschreibung der einzelnen Gebiete.

Um die Konsequenzen eines nachlassenden Nitratabbauvermögens abschätzen zu können, müssen sowohl die Abbauprozesse identifiziert werden als auch die Abbauleistung und das Abbauvermögen charakterisiert und quantifiziert werden. Hierzu ist eine grundlegende Vorstellung zu den hydrogeologischen und den geohydraulischen Verhältnissen erforderlich. Anhand eines grundlegenden Systemverständnisses hinsichtlich der Grundwasserströmungsverhältnisse und dem Schichtaufbau in einem Einzugsgebiet sind die für die Abbauprozesse relevanten hydrogeologisch-hydrogeochemischen Einheiten und die Volumenströme zu identifizieren.

Tab. 3-4 Wasserwirtschaftlich-hydrogeologische Haupttypen von Wassergewinnungsgebieten.

<p>Typ A</p>	<p>Infiltrationsdominiert / kurze Fließzeiten / meist einfacher Grundwasserleiter</p>	<p>Projektgebiete (Beispiele):</p>
	<p>Hoher Anteil an infiltrierenden Oberflächengewässern im Rohwasser (Uferfiltration, Grundwasseranreicherung), Rohwasserbeschaffenheit wird durch Eigenschaften des Oberflächenwassers und die Infiltrationsprozesse (hyporheische Zone) beeinflusst. Einflüsse aus der Flächennutzung und die Prozesse im Grundwasserleiter wirken sich nur nachrangig auf die Rohwasserbeschaffenheit aus.</p>	<p>Niep Vinn Allmendfeld (im Infiltrationsbetrieb)</p>
<p>Typ B</p>	<p>Neubildungsdominiert / kurze bis mittlere Fließzeiten / einfacher homogener Grundwasserleiter</p>	<p>Projektgebiete (Beispiele):</p>
	<p>Das Rohwasser stammt im Wesentlichen aus der Grundwasserneubildung. Dessen Beschaffenheit unterscheidet sich entsprechend der Flächennutzung und den Bodentypen sowie den Prozessen im Grundwasserleiter. Der Grundwasserleiter ist großräumig horizontal und vertikal weitgehend einheitlich aufgebaut und weist – je nach Abbauvermögen - eine Redoxzonierung auf. Einzelbrunnen zeigen nur graduelle Beschaffenheitsunterschiede.</p>	<p>Ristedt Forstwald Anrath Berkhof-Ost Begatal</p>

Typ C



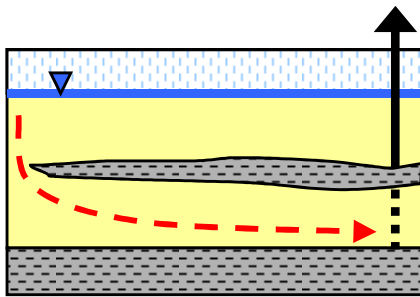
**Neubildungsdominiert /
meist mittlere Fließzeiten /
komplexer heterogener Grundwasserleiter**

Das Rohwasser stammt im Wesentlichen aus der Grundwasserneubildung. Dessen Beschaffenheit unterscheidet sich entsprechend der Flächennutzung, den Bodentypen und den Prozessen im Grundwasserleiter. Der Grundwasserleiter weist einen komplexen hydrogeologischen – intern durch Trenner – gegliederten Aufbau auf. Zwischen benachbarten Brunnen können deutliche Beschaffenheitsunterschiede auftreten.

Projektgebiete
(Beispiele):

- Brochterbeck**
- Lengerich**
- Ortheide**
- Liebenau**
- Dülken (Br.6)**

Typ D



**Neubildungsdominiert /
meist lange Fließzeiten /
tiefer Grundwasserleiter**

Förderung alter Grundwässer, die überwiegend vor der Flächenintensivierung neu gebildet wurden. Der tiefe Grundwasserleiter ist hydraulisch vom oberflächennahen Grundwasser weitgehend getrennt, so dass es keine oder nur geringe Zumischungen oberflächennaher Grundwässer im Nahbereich der Brunnen gibt.

Projektgebiete
(Beispiele):

- Nordheide-Ost**
- Nordheide-West**
- Garßen**
- Dülken (Br.7)**

4 Effizienz und Nachhaltigkeit von Grundwasserschutzstrategien

4.1 Prinzip der gestuften Bewertungskriterien

Für die Bewertung der Effizienz und Nachhaltigkeit von Grundwasserschutzmaßnahmen und Bewirtschaftungsstrategien im Kontext eines nachlassenden Nitratabbauvermögens wurde ein gestuftes Verfahren zur Ermittlung des Gefährdungspotenzials erarbeitet, das im Laufe des Vorhabens auf die Gewinnungsgebiete angewendet und erprobt wurde. Der Verfahrensablauf ist in Abb. 4-1 skizziert.

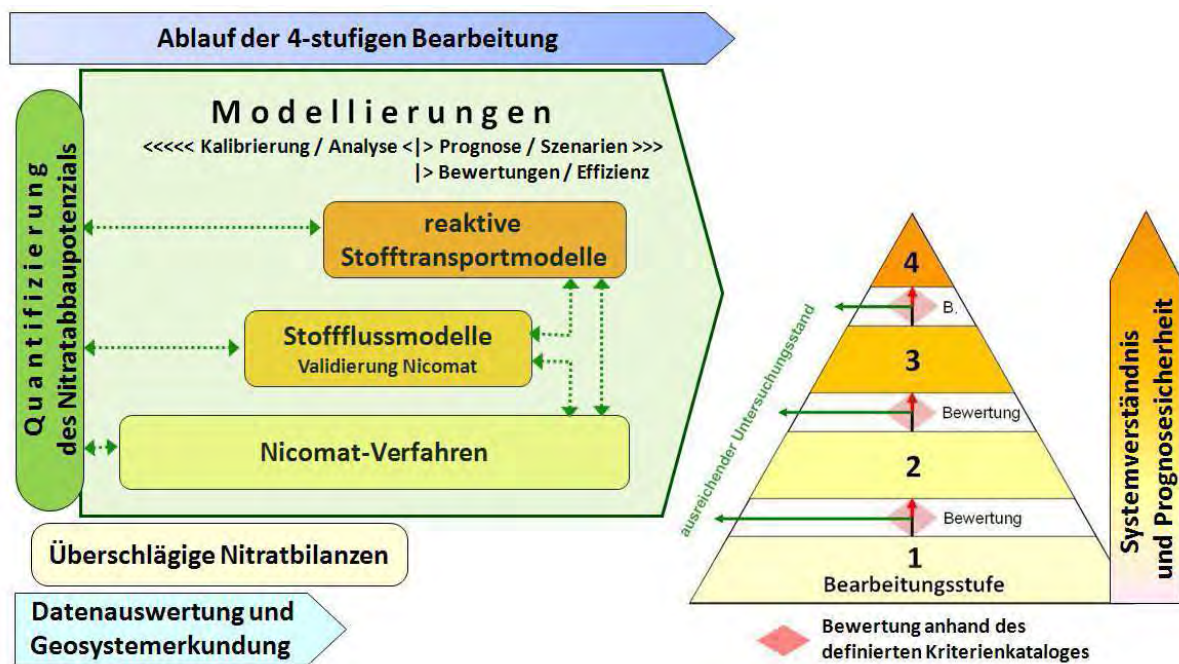


Abb.4-1 Gestufte Vorgehensweise zur Bewertung der Gefährdung des Rohwassers durch ansteigende Nitratkonzentrationen und zur Bewertung der „Nachhaltigkeit“ einer Ressourcenbewirtschaftung.

Vorhandene wasserwirtschaftliche, hydrogeologische, bodenkundliche und agrarstrukturelle Daten werden stufenweise analysiert, um eine zunehmend verdichtete und konsistente Grundlage für die Modellrechnungen aufzubauen. Bewertungsmaßstab ist in der ersten Stufe das Gebietsmittel der Nitratreinträge und die aktuelle Nitratkonzentration im Rohwasser. Auf den höheren Stufen erfolgt die Bewertung anhand von Prognosen zur Entwicklung der Nitratkonzentration im Rohwasser. Die zeitliche Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit stellt ein integrales Signal für die Entwicklung der Stoffeinträge und Stoffumsätze in einem Einzugsgebiet dar. Sie spiegelt die Entwicklung der Flächennutzung und der Bewirtschaftungsintensität ebenso wider wie eine etwaige Abnahme der Nitratabbauleistung. Die dahinter stehenden komplexen und miteinander gekoppelten geohydraulischen und hydrogeochemischen Zusammenhänge können nur mit geeigneten Modellansätzen untersucht werden. Erst wenn Ursachen und Wirkungen verstanden werden und die bisherige Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit nachvollzogen werden kann, können die Modelle für szenarienbasierte Prognosen genutzt werden. Je komplexer und dynamischer die ablaufenden Prozesse und Reaktionen sind, desto umfassender müssen auch die Modelle sein. Dieser Zusammenhang ist in der gestuften Vorgehensweise hinterlegt.

Bewertet wird die Nachhaltigkeit einer Bewirtschaftungsstrategie auf Grundlage der Nitratkonzentration im Rohwasser – auf der ersten Stufe nur bezogen auf die aktuelle Nitratkonzentration, auf den folgenden Stufen anhand von Prognoserechnungen zur zukünftigen Nitratentwicklung im Rohwasser. Wichtigstes Kriterium für eine nachhaltige Ressourcenbewirtschaftung ist eine dauerhafte Unterschreitung des definierten Schwellenwertes der Nitratkonzentration im Rohwasser von 37,5 mg/l (s. Kap. 2.5) innerhalb der nächsten 30 Jahre. Der Prognosezeitraum sollte mindestens 30 Jahre betragen und die mittlere Verweilzeit des Grundwassers im Einzugsgebiet deutlich überschreiten.

Anmerkung: Der Begriff der „Nachhaltigkeit“ wird als Schlüsselbegriff für die prognosebasierte Bewertung der zukünftigen Nitratkonzentration im Rohwasser verwendet. Er ist damit nicht bedeutungsgleich mit "Nachhaltigkeit" im üblichen Sinne (s. Kap. 2.5).

Bearbeitungsstufe 1: Überschlägige Nitratbilanzen

Eine erste Einschätzung der Nitratabbauleistung in einem Gewinnungsgebiet liefert eine überschlägige Nitratbilanz. Aus der Differenz zwischen geschätzten mittleren Nitratreinträgen und zeitäquivalenten Austrägen über das Rohwasser wird die Abbauleistung des Grundwasserleiters abgeleitet, absolut in Tonnen Nitrat pro Jahr und relativ als abgebauter Anteil der Eintragskonzentration. Liegen die Rohwasserkonzentrationen über dem definierten Schwellenwert, ist gemäß Bewertungsschema (Abb. 4-2) die Bewirtschaftung als „nicht nachhaltig“ anzusehen. Andernfalls entscheidet der mittlere Nitratreintrag, ob derzeit eine „nachhaltige Bewirtschaftung“ vorliegt (Einträge < 37,5 mg/l). Kann bei einer höheren Nitratreintragskonzentration mit der überschlägigen Nitratbilanz eine Denitrifikation belegt werden, sind Prognoserechnungen auf Folgestufen erforderlich.

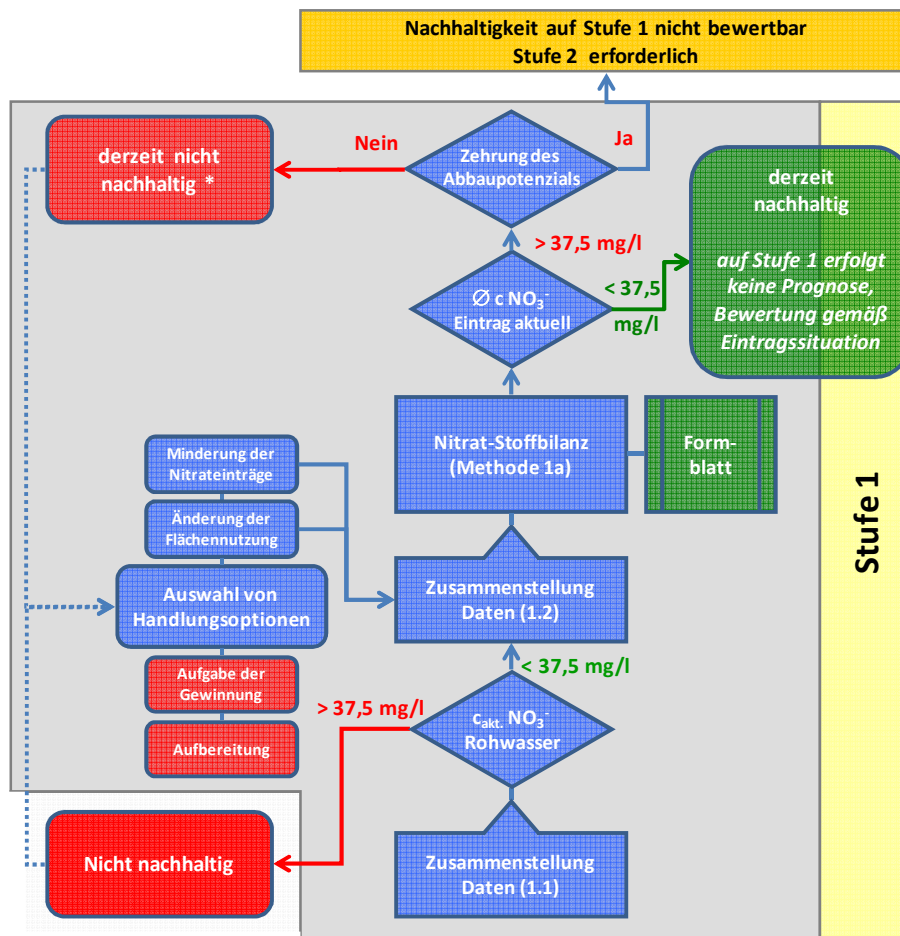


Abb. 4-2

Flussdiagramm für die Bewertung der Nachhaltigkeit von Grundwasserschutzmaßnahmen und Bewirtschaftungsstrategien – Bearbeitungsstufe 1.

Bearbeitungsstufe 2: Nicomat-Verfahren

Prognosen erfordern eine räumliche und zeitliche Differenzierung der Eintrags- und Umsatzprozesse. Dies erfolgt zunächst mit Hilfe des Nicomat-Verfahrens, einem Excel-basierten interaktiven Berechnungs- und Entscheidungshilfe-Instrument (van Straaten & Wilde 2005, Wilde & al. 2003; s. Kap. 5.2). Prognosen werden für definierte Nitrateintragsszenarien („Best case“, „Status quo“, „Worst case“) durchgeführt (s. Kap. 4.2).

Ohne das erst auf der dritten Stufe erarbeitete hydrogeochemische Prozessverständnis werden die Prognoserechnungen hier unter der Annahme durchgeführt, dass zukünftig kein Nitratabbau im Grundwasserleiter mehr stattfindet. Die berechnete Konzentrationsentwicklung stellt somit die zu erwartende Obergrenze dar. Bleiben die Nitratkonzentrationen im Rohwasser auch ohne Denitrifikation im Grundwasserleiter unterhalb des Schwellenwertes (37,5 mg/l), können bereits auf dieser Stufe nachhaltige Bewirtschaftungsszenarien erkannt werden. Für alle anderen Szenarien kann auf dieser Stufe die Nachhaltigkeit nicht eindeutig belegt werden. Hierzu ist das anhand hydrogeochemischer Modellrechnungen zu erarbeitende quantitative Verständnis der ablaufenden Abbauprozesse erforderlich.

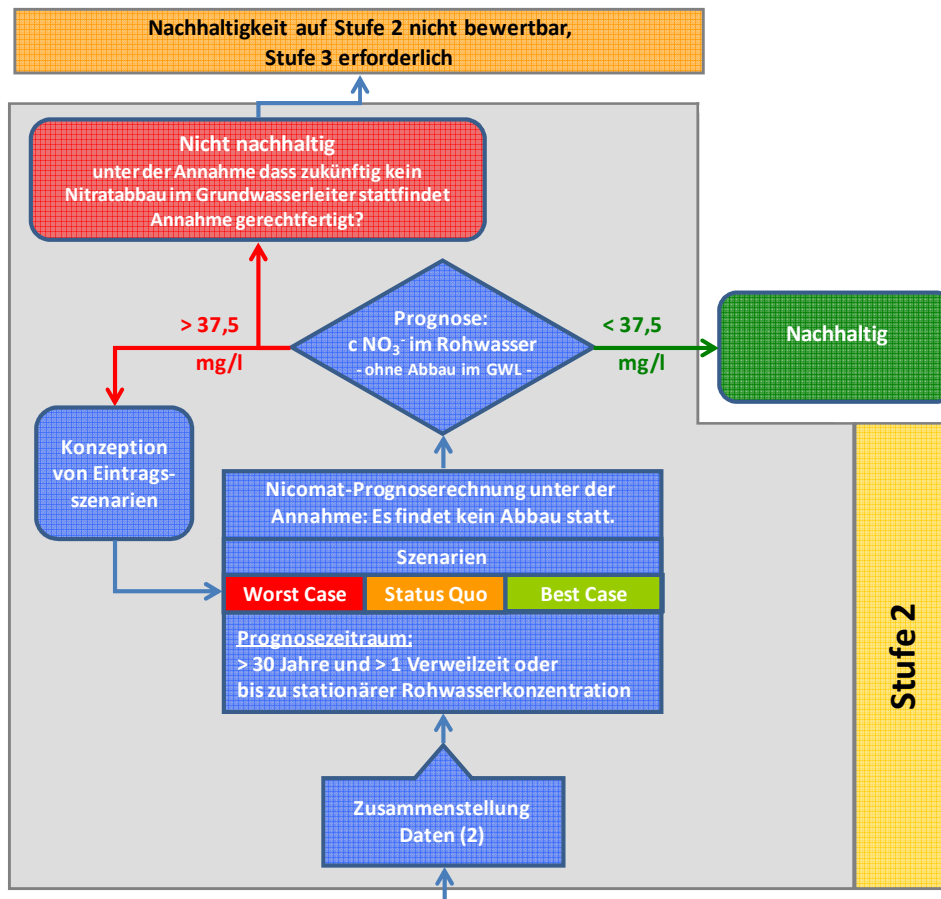


Abb. 4-3

Flussdiagramm für die Bewertung der Nachhaltigkeit von Grundwasserschutzmaßnahmen und Bewirtschaftungsstrategien – Bearbeitungsstufe 2.

Bearbeitungsstufe 3: Stoffflussmodellierung und Validierung mit dem Nicomat-Verfahren

Mittels einer Stoffflussmodellierung (s. Kap. 5.5) werden zunächst die systemdominierenden Stoffeinträge und hydrogeochemischen Prozesse identifiziert und quantifiziert. Nutzungsspezifische Eintragsfunktionen werden u. a. anhand vorhandener Beschaffenheitsdaten aus oberflächennah verfilterten Grundwasser-Messstellen abgeleitet. Mit der Stoffflussmodellierung werden die mittleren Stoffeinträge, die Umsatzanteile der Denitrifikationsprozesse und ggf. eine Änderung dieser Anteile identifiziert und zur Validierung an das Nicomat-Verfahren übergeben.

Prognosen für definierte Nitrateintragsszenarien können nun mit dem Nicomat-Verfahren unter der Maßgabe einer konstanten Abbauleistung mit konstanten Anteilen der Denitrifikationsprozesse durchgeführt werden. Szenarien, in denen die Nitratkonzentration im Rohwasser den Schwellenwert überschreitet, können eindeutig als „nicht nachhaltig“ eingestuft werden.

Wird mit der Stoffflussmodellierung und dem validierten Nicomat-Verfahren eine Abnahme der Nitratabbauleistung oder eine Änderung der Anteile der Denitrifikationsprozesse in der bisherigen Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit erkannt, so stellt die Prognose unter der Annahme eines konstanten Nitrat- abbaus keine reelles Szenario dar. Da verfahrensbedingt der Aufbrauch des Abbauvermögens auf dieser Stufe nicht berücksichtigt werden kann, ist eine eindeutige Bewertung eines Eintragsszenarios erst auf der vierten Stufe möglich.

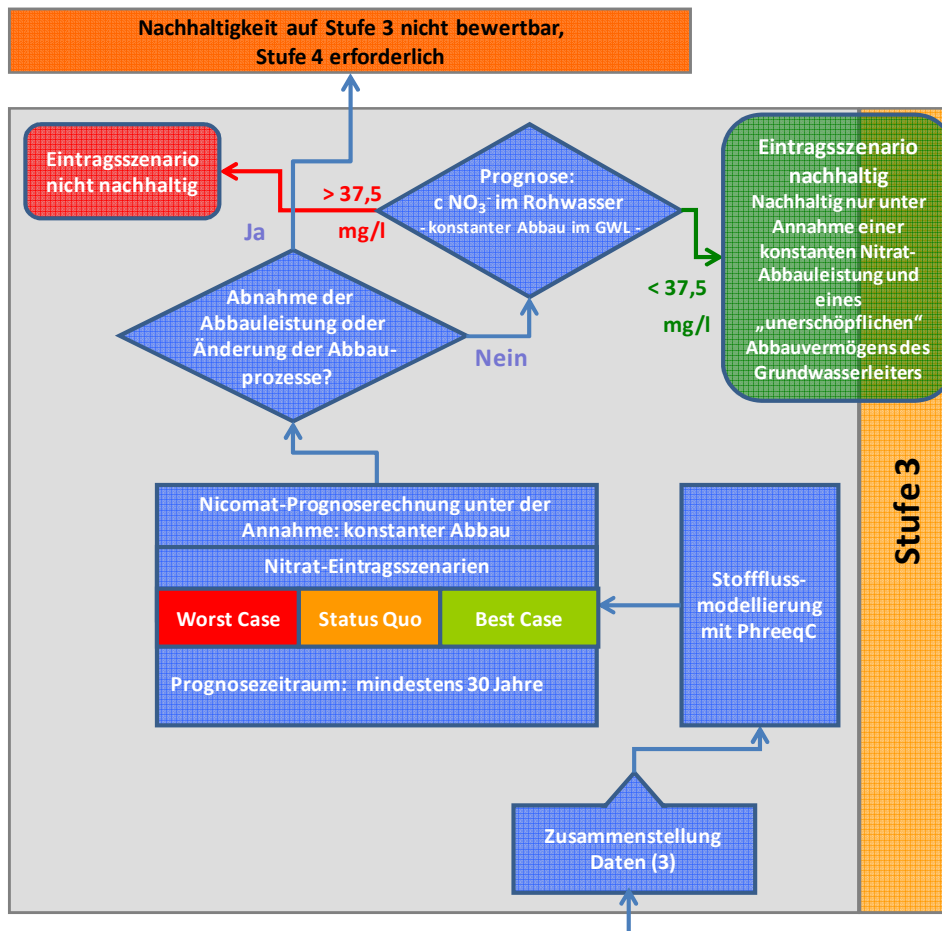


Abb. 4-4

Flussdiagramm für die Bewertung der Nachhaltigkeit von Grundwasserschutzmaßnahmen und Bewirtschaftungsstrategien – Bearbeitungsstufe 3.

Bearbeitungsstufe 4: Reaktive Stofftransportmodellierung

Um die Auswirkungen eines nachlassenden Nitratabbauvermögens berechnen zu können, werden die Stoffflussmodelle räumlich und zeitlich analog zum Nicomat-Verfahren diskretisiert. Durch diesen „multiplen 1D-Stofftransportansatz“ kann die zeitliche Entwicklung der Grund- und Rohwasserbeschaffenheit unter Berücksichtigung sowohl der fortschreitenden Minderung und des lokalen Verlusts des Abbauvermögens als auch der Reaktionskinetik ausgewählter Abbaureaktionen berechnet werden (Bergmann & al. 2010, Hansen & al. 2010). Entsprechend der modellierten Entwicklung der Nitratkonzentrationen innerhalb des festgelegten Prognosezeitraums können die betrachteten Eintragsszenarien eindeutig als „nachhaltig“ oder als „nicht nachhaltig“ bewertet werden (Abb. 4.5).

Spätestens auf dieser Stufe ist auch eine einzugsgebietspezifische Charakterisierung und Quantifizierung des Nitratabbauvermögens notwendig. Die reduktiven Phasen liegen meist heterogen und mit unter-

schiedlicher Verfügbarkeit und Reaktivität im Grundwasserleiter vor. Da eine räumlich differenzierte Bestimmung des Abbauvermögens über Sondierbohrungen und Feststoffanalytik finanziell sehr aufwändig und unter Praxisbedingungen für ein Einzugsgebiet kaum zu leisten ist, wurden im Rahmen des Vorhabens praxistaugliche Methoden zur Charakterisierung und Quantifizierung des Nitratabbauvermögens auf Grundlage vorhandener Grundwasser-Beschaffenheitsdaten erarbeitet (s. Kap. 7).

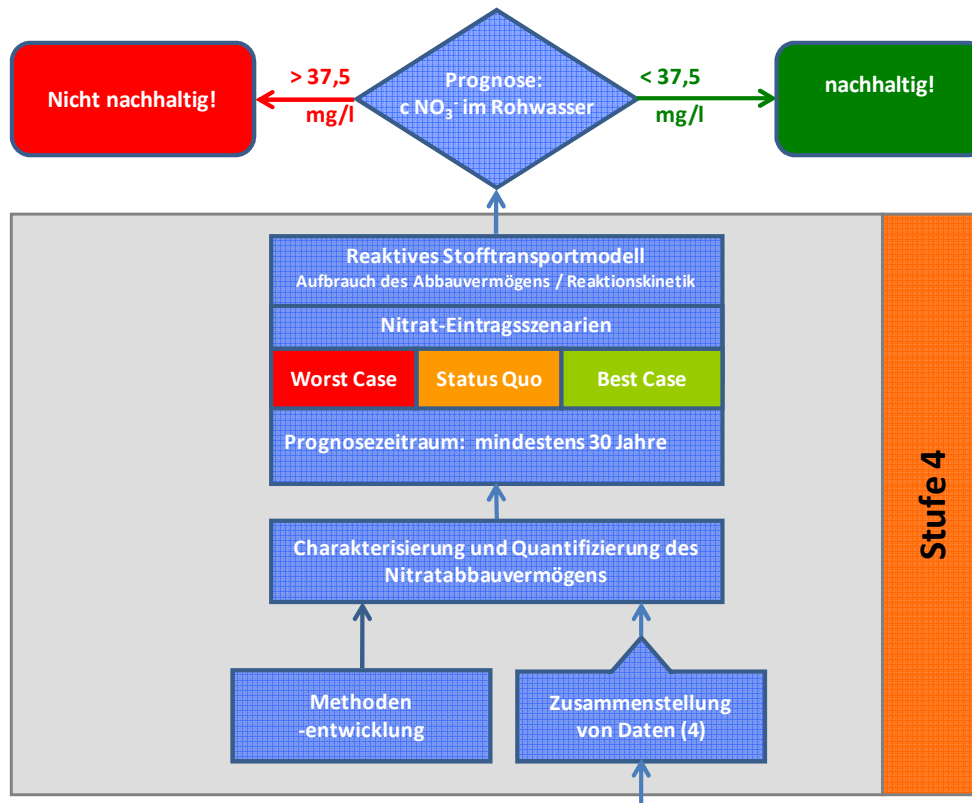


Abb. 4-5

Flussdiagramm für die Bewertung der Nachhaltigkeit von Grundwasser-schutzmaßnahmen und Bewirtschaftungsstrategien – Bearbeitungsstufe 4.

4.2 Definition von Eintragszenarien

Ab der Bearbeitungsstufe 2 werden für alle untersuchten Gebiete Prognosen zur Entwicklung der Rohwasserqualität berechnet, welche Annahmen zur zukünftigen Entwicklung der Nitratreinträge unter landwirtschaftlich genutzten Flächen (Acker, Grünland) erfordern. Für alle Modellanwendungen wurden dabei auf analoge Weise die drei folgenden Eintragszenarien definiert (Bezugsjahr „heute“ meist 2009/2010):

- „Best case“: Der Bilanzüberschuss auf landwirtschaftlichen Flächen wird ab „heute“ auf 40 kg N/(ha·a) begrenzt. Dies entspricht der genannten Obergrenze bei einer Umsetzung der Empfehlungen der „Technischen Regel W104“ des DVGW zur grundwassererträglichen Bewirtschaftung. Im DVGW-Arbeitsblatt werden Stickstoffbilanzüberschüsse zwischen 10 und 40 kg N/(ha·a) genannt. Bei mittlerer Grundwasserneubildung werden dabei dauerhaft Nitratkonzentrationen unter 50 mg/l erreicht.
- „Status quo“: Die in den Modellierungen definierten aktuellen Nitratreintragskonzentrationen für das Bezugsjahr werden unverändert beibehalten.
- „Worst case“: Die in der Vergangenheit bislang maximal erreichten Nitratreinträge auf landwirtschaftlichen genutzten Flächen (so wie sie in den Modellansätzen über den Abgleich zwischen gemessener und berechneter Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit einzugsgebietsspezifisch abgeleitet wurden) werden ab „heute“ mit einem Zuschlag von 20 % angenommen. Dieses Szenario spiegelt eine deutliche Intensivierung der Düngung wider.

5 Berechnungsverfahren und Modelle

5.1 Übergeordnete hydrogeochemische Modellvorstellung

Für die Bearbeitung wird von einer übergeordneten hydrogeochemischen Modellvorstellung ausgegangen, die zwar hinsichtlich der geohydraulischen Prozesse und den Anforderungen an die Auflösung der einzelnen Modellstufen auf Grundlage der abgeleiteten hydrogeologischen und wasserwirtschaftlichen Typen angepasst ist, hinsichtlich der Abfolge der abzubildenden Prozesse aber einheitlich verwendet wird. Lediglich die Intensität der einzelnen Prozesse variiert.

Neben der Art und Intensität der Stoffeinträge entscheidet die geochemische und mineralogische Zusammensetzung des Feststoffgerüsts der Grundwasserleiter über die Beschaffenheit des durchströmenden Grundwassers. Sande und Kiese von Porengrundwasserleitern bestehen nahezu ausschließlich aus Quarz und Feldspäten, untergeordnet finden sich u. a. Karbonate, Schichtsilikate, Eisen- und Manganoxide aber auch Eisendisulfide (Pyrit) und organisch gebundener Kohlenstoff (OC). Diese für die Entwicklung des Redoxmilieus relevanten Phasen können bereits synsedimentär entstanden sein – beispielsweise bei der Umlagerung pyrithaltiger oder organikreicher Sedimente oder die Einbettung von Pflanzenresten. Postsedimentär kann es zu einer Anreicherung, beispielsweise durch die Sorption an gelöstem organisch gebundenem Kohlenstoff (DOC) oder durch die reduktive Lösung von Eisenoxiden und eine Demobilisierung in Form von Eisendisulfid gekommen sein. Die reduktiven Verhältnisse in den Grundwasserleitern hielten mehrere 10.000 oder 100.000 Jahre an, bis eine Redoxkonversion der oberflächennahen Grundwasserleiter infolge intensivierter Stickstoffdüngung einsetzte, zunächst nur langsam, in den letzten Jahrzehnten aber immer schneller (Abb. 5-1).

Die Randbedingungen, die für die Sickerwasserbeschaffenheit im Bereich der Böden prägend sind, veränderten sich im Zuge der menschlichen Flächennutzung zusehends. Ursachen sind beispielsweise Rodungen und der zunehmende Ackerbau, später die mit Umstellung der Biozönose verbundene forstwirtschaftliche Nutzung der Restwälder sowie die zunehmende Regulierung der Vorflut und ansteigende Grundwasserentnahmen (Kunkel & al. 2001). Die allgemeine Ertragssteigerung und Intensivierung der landwirtschaftlichen Flächennutzung seit Anfang der 1950er Jahre infolge zunehmender Mechanisierung, zunehmender mineralischer und organischer Düngung und Meliorationsmaßnahmen (Dränage, Flächenzusammenlegungen, Urbarmachung von Ödland, Grünlandumbruch u.a.) führten zu einem erheblichen Anstieg der diffusen Stoffeinträge in die Grundwasserleiter. Auf landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen wurden in den letzten Jahrzehnten vor allem Stickstoffdünger zur Ertragssteigerung ausgebracht. Damit gelangten erhebliche Nitratmengen in die zur Trinkwasserversorgung genutzten Grundwasserleiter. Gelöst im Sickerwasserstrom wurden und werden neben Nitrat u.a. auch Sauerstoff und Sulfat als weitere Oxidationsmittel in den Grundwasserraum eingetragen, die dann auf der Fließstrecke des Grundwassers in Reaktionskontakt mit den feststoffgebundenen Reduktionsmitteln (OC und Pyrit) gelangen.

Die sequenzielle Abfolge der Redoxreaktionen führt häufig zu einer hydrogeochemischen Schichtung von Grundwasserkörpern, die sich auch in einer zum Teil sprunghaften Abnahme des Redoxpotenzials (Eh-Wert) zeigt. Junge sauerstoff- und nitratthaltige Grundwässer mit hohen Redoxpotenzialen werden von stärker reduzierten, sauerstoff- und nitratfreien Grundwässern unterlagert. Je nach Art und Umsatz der Denitrifikationsprozesse weisen diese Wässer höhere Konzentrationen der Reaktionsprodukte auf, beispielsweise höhere Hydrogencarbonat- und Carbonat- oder Eisen- und Sulfatkonzentrationen.

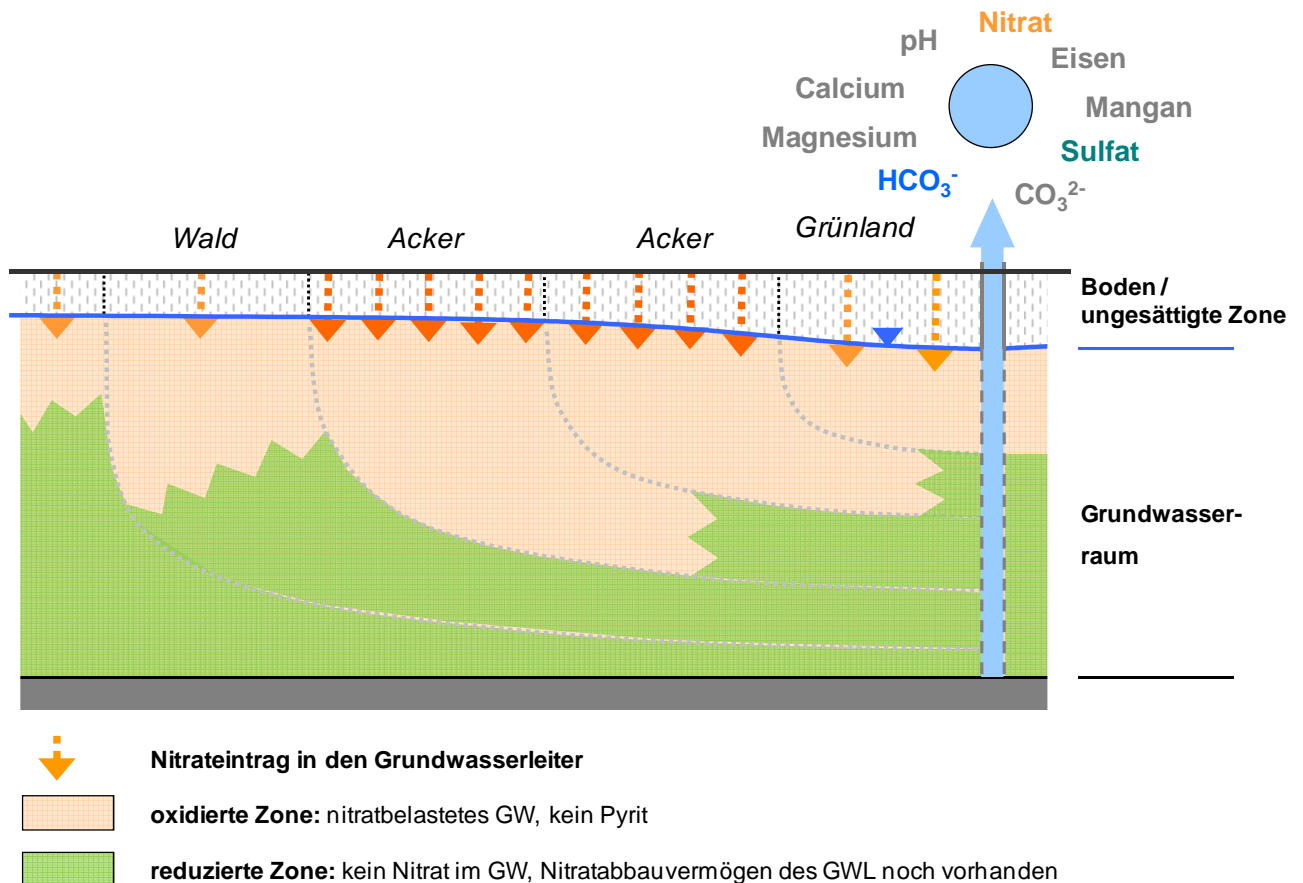


Abb. 5-1 Schematisches Profil durch einen redoxzonierten Grundwasserleiter.

Der anhaltend hohe Eintrag von Oxidationsmitteln in den letzten Jahrzehnten führte zu einem sukzessiven Aufbrauch der reduktiven Vorräte im Grundwasserleiter und damit zu einem zunehmenden Verlust seines Nitratabbauvermögens. Die oxidierte Zone des Grundwasserleiters wird zu Lasten der reduzierten Zone ausgeweitet. Weisen die Grundwasserleiter einen Redoxsprung auf, so verlagert sich dieser tendenziell zur Tiefe hin. Dieses scheinbare Absinken des Sprungs beruht auf dem gegenüber der horizontalen Grundwasserströmung retardierten Durchbruch von Nitrat in Folge des fortschreitenden Verlusts des Abbauvermögens in einzelnen Stromröhren. Durch die fortlaufende Zehrung des Nitratabbauvermögens ist auch in den Rohwässern trotz Grundwasserschutzmaßnahmen mit tendenziell steigenden Nitratkonzentrationen zu rechnen.

5.2 Anforderungen an die Datengrundlage

Um die Auswirkungen der flächenspezifischen Nitrateinträge und die Konsequenzen eines nachlassenden Nitratabbauvermögens für die Wassergewinnungsgebiete untersuchen und bewerten zu können, müssen einzugsgebietsspezifische und regionale Daten zusammengestellt und ausgewertet werden. Auf Grundlage der Daten soll es möglich sein, räumlich und zeitlich aufgelöste Modellvorstellungen zu den ablaufenden Prozessen zu erarbeiten und diese mit unterschiedlichen Modellansätzen abzubilden. Die Anforderungen an die Datengrundlage sind abhängig vom Umfang und Detaillierungsgrad der Untersuchungen und den angewandten Methoden, welche sich je nach WGG in den vier unterschiedlichen Bearbeitungsstufen (BS 1 - BS 4, Kap. 4.1) widerspiegeln.

Die verwendeten Datengrundlagen, welche vornehmlich wasserwirtschaftliche, hydrogeologische, bodenkundliche und agrarstrukturelle Informationen aus den bearbeiteten Wassergewinnungsgebieten (WGG) beinhalten, wurden weitgehend von den beteiligten Wasserversorgungsunternehmen (WVU) zur Verfügung gestellt. Die erhaltenen Datenbestände waren je nach WVU in Umfang, Vollständigkeit, Struktur, Art und Aufbereitung sehr heterogen, so dass es einen erheblichen Aufwand erforderte, die Daten zur Weiterbearbeitung entsprechend aufzubereiten. Dazu wurde für jedes der 21 Untersuchungsgebiete eine GIS-basierte Datenbank (ArcGIS-Geodatabase) mit ähnlicher Struktur aufgebaut, welche dann zur Bearbeitung der Geodaten und zum Aufbau der Modellierungen (Nicomat-Verfahren, Stoffflussmodelle) genutzt werden konnte. Die wesentlichen verwendeten Datengrundlagen wurden überschlägig auf Plausibilität überprüft, aufgrund der umfangreichen Datenbasis war dies aber nicht „lückenlos“ möglich.

Ergänzende Daten wurden bei öffentlichen Institutionen, wie z. B. Geologischen Landesämtern und Landwirtschaftskammern, abgefragt. Die historische Entwicklung der Landnutzung wurde für mehrere Einzugsgebiete anhand alter topographischer Karten rekonstruiert. Modellvorstellungen und quantitative Schätzungen zur Entwicklung der Stoffeintragshistorie wurden für nahezu alle Gebiete erarbeitet.

Für viele WGG konnte auf bereits vorliegende Einzugsgebiete (EZG) und Fließzeitzone (FZZ) mit entsprechenden Angaben zu Grundwasserverweilzeiten zurückgegriffen werden, welche von den WVU bzw. deren Ingenieur- bzw. Consultingbüros z. B. im Rahmen von Wasserrechts- oder Wasserschutzgebietungsverfahren mit Hilfe von numerischen Grundwassermodellen erstellt worden sind. Die den Strömungsmodellen zugrunde liegenden hydraulischen Annahmen und Modellvorstellungen wurden damit als gegeben übernommen. Dabei war zu beachten, dass die vorliegenden Daten hinsichtlich des jeweils ausgewählten Zeitraumes und der zugrunde liegenden Förder- und Klimasituationen sehr unterschiedliche hydraulische Zustände repräsentieren können, welche die Vergleichbarkeit und Interpretation der Daten erschweren.

In einigen WGG mussten die EZG und FZZ für eine repräsentative Fördersituation mit existierenden Grundwassermodellen, meist durch externe Büros, neu berechnet werden, was zusätzlichen Mehraufwand erforderte. In wenigen Fällen, wo derzeit keine Modellrechnungen vorliegen oder nicht genutzt werden können, wurden EZG und FZZ auf Grundlage von Grundwassergleichenplänen und hydraulischen Daten konstruiert bzw. abgeschätzt. Bei einem WGG musste auf die Bearbeitung (Stufe 2) mangels geeigneter Grundlagendaten (EZG, FZZ) verzichtet werden.

Die Daten wurden innerhalb der einzelnen Bearbeitungsschritte (Bilanzierungen, Nicomat-Verfahren, Stoffflussmodellierungen, statistische und andere Auswertungen) im GIS und durch andere Berechnungsverfahren weiterverarbeitet, oft zusammengefasst und teils vereinfacht. Dadurch entstanden im Detail oft gewisse Abweichungen in den ermittelten, abgeleiteten und dargestellten Werten unterschiedlicher Bearbeitungsschritte und Verfahren. Entsprechende Diskrepanzen können in einzelnen Fällen in dargestellten Ergebnistabellen der verschiedenen Arbeitsschritte auftreten. Diese Unterschiede sind aber meist unerheblich, die sich daraus ergebenden Fehler vernachlässigbar gering und beeinträchtigen nicht die daraus abgeleiteten Aussagen, da in allen Verfahren naturgemäß mit Unschärfen gearbeitet wird. Dort, wo sich grundsätzliche oder relevante Diskrepanzen in den Verfahrensschritten ergaben, wurde den Ursachen nachgegangen und die Datenbasis überprüft und abgeglichen.

Im Rahmen der zu Beginn des Projektes für alle Untersuchungsgebiete durchgeführten Geosystemanalysen und der damit verbundenen Zusammenstellung, Aufbereitung, Auswertung und Ergänzung der Datengrundlagen (Arbeitspaket 2, Kap. 1.4) wurde eine Checkliste erstellt, welche die fachlichen Anforderungen der Bearbeitungsstufen (Kap. 4.1) hinsichtlich der erforderlichen Datenbasis aufzeigt (Tab. 5-1). Diese Liste diente einerseits den Bearbeitern während der Projektbearbeitung zur Überprüfung, welche Daten in welcher Form vorliegen bzw. noch erhoben oder recherchiert werden müssen. Auszüge aus der Checkliste wurden andererseits den WVU übermittelt, damit diese die erforderlichen Daten, soweit vorhanden, zusammenstellen und für die Projektbearbeitung zur Verfügung stellen konnten.

Für die Bearbeitung der Stufe 1 (überschlägige Nitratbilanz) sind prinzipiell nur wenige „exakte“ Daten erforderlich, belastbare Daten erzielen allerdings bereits auch hier genauere Ergebnisse, fehlende Daten können aber durch pragmatische Schätzungen ergänzt werden. Die Bearbeitungsstufe 2 (Nicomat-Verfahren) erfordert eine hydraulisch möglichst repräsentative modellberechnete Darstellung des Einzugsgebietes und seiner Fließzeitzonen sowie eine Regionalisierung der Hauptnutzungstypen und Hauptbodenarten für dieses Gebiet. Kenntnisse über die historische Entwicklung der Nutzungsflächen und deren Einträge können hier genutzt werden. Die Berechnungen der Stufen 3 und 4 (hydrogeochemische Stofffluss- bzw. Stofftransportmodellierungen) stellen dann zunehmend höhere Ansprüche an das Vorhandensein von Daten zur Grundwasser- und Rohwasserbeschaffenheit sowie zu den hydraulischen Verhältnissen und Rahmenbedingungen im Einzugsgebiet. Die folgende Übersicht zeigt zusammenfassend, welche Anforderungen an die Datengrundlage in Abhängigkeit von der jeweiligen Bearbeitungsstufe gestellt werden (Tab. 5-1).

Tab. 5-1 Übersicht über die Anforderungen an die Datengrundlage mit Angaben zum Erfordernis in den einzelnen Bearbeitungsstufen 1 bis 4 (Checkliste, vereinfacht).

Erläuterungen:

Erfordernis in der Bearbeitungsstufe 1, 2, 3, 4:

nein - nicht erforderlich
kann - optional nutzen sofern hilfreich
wünschenswert - nutzen wenn vorhanden
muss - zwingend erforderlich

Art der Daten (in der Regel):

G = GIS/Datenbanken
D = Datentabellen
R = Rasterdaten/Grids
T = Texte/Berichte

c = speziell erforderlich für Candy-Modellierung (optional)

Themenbereich	Erfordernis	Art	Umfang, Erläuterungen
Geographie, Topographie			
Gebietsabgrenzung	1 2 3 4	G	Orientierung, Abgrenzungen des Untersuchungsgebietes
Verwaltungsgrenzen	1 2 3 4	G	Zuordnung Gemeinden, Kreise usw.
Topographische Karten	1 2 3 4	GR	TK 25, ATKIS-Daten, ggf. DGK 5, TK 50 zur Kartendarstellung
Luftbilder	1 2 3 4	GR	Orientierung, ggf. Auswertungen zur Flächennutzung
Verkehr	1 2 3 4	G	Wichtige Trassen von Straßen, Bahn, Kanäle u.ä.
Geländemodell	1 2 3 4	RT	DGM50 zur Darstellung der Morphologie
Gewässer	1 2 3 4	GT	Verlauf und Lage von Fließgewässern und Seen, Daten zu Vorflut-/ Abflussverhältnissen
Hydrogeologische Struktur			
Geologische Karten	1 2 3 4	GR	GK 25 oder andere Geol. Kt. zur Beurteilung der geologischen Gesamtsituation
Hydrogeologisches Strukturmodell	1 2 3 4	RT	Schnitte mit geologisch-hydrostratigraphischer Gliederung, Prinzipskizze zur Hydrostratigraphie, Schichtenverzeichnisse, u. ä. zur Beurteilung der hydrogeol. Situation
Hydrostratigraphische Einheiten	1 2 3 4	GRT	Kartendarstellungen zur Teufenlage, Mächtigkeit und Verbreitung der GW-Leiter/ Stauer (hydrostratigraphische Einheiten), z.B. als Isolinien
Daten zum numerischen Grundwassermodell	1 2 3 4	GDR	Grundwassermodell zur Berechnung von Einzugsgebiet und Fließzeitzonen mit Angaben zum Bezugszeitraum (Fördersituation), Art des Modells, Gliederung in Stockwerke/ Modell-Layer, Randbedingungen, Vorfluter, u.a.
Brunnen, Gw-Messstellen			
Förderbrunnen	1 2 3 4	GD	Stammdaten, Lage, Bezeichnung, Ausbau/Filterlage, Stockwerkszuordnung
Fördermengen	1 2 3 4	D	Monats- oder Jahressummen der Förderbrunnen oder Brunnengruppen, möglichst ab Förderbeginn
Fremdbrunnen	1 2 3 4	GD	Lage und Förderdaten von Entnahmen Dritter, etwaige zusätzliche Einflüsse auf die Wasserbilanz

Themenbereich	Erfordernis	Art	Umfang, Erläuterungen
Beregnungsbrunnen	1 2 3 4	GD	Mengenangaben zur Einschätzung etwaiger Einflüsse auf die Wasserbilanz, sofern im Gebiet relevant
Grundwassermessstellen	1 2 3 4	GD	Stammdaten, Lage, Ausbau/Filterlage, Stockwerkszuordnung der GWM im Einzugsgebiet
Grundwasserstände	1 2 3 4	D	Zeitreihen von Abstichen (Standrohrspiegelhöhen-Ganglinien) für ausgewählte GWM
Wasserwerk, Wasserrecht			
Lage Wasserwerk	1 2 3 4	GDT	Zur Orientierung, wichtige Informationen zur Ausstattung
Bedarfsprognose	1 2 3 4	DT	Bedarfsprognose laut Wasserrechtsverfahren, Beurteilung der Entwicklung
Wasseraufbereitung	1 2 3 4	DT	Derzeitige Aufbereitung des Rohwassers, ggf. Planung; Beschreibung der Verfahren, Wirkung, Kosten
Planung, Strategie	1 2 3 4	DT	Strategische Überlegungen, Absichten und Planungen des WVU hinsichtlich Fördermengen, neuer Brunnenstandorte, Stilllegungen, Zukauf, Abgabe, Aufbereitung usw.
WSG-Gutachten, Wasserrechtsantrag	1 2 3 4	T	Wasserrechtsantrag und Wasserschutzgebietgutachten und Unterlagen, enthalten Informationen zur Hydrogeologie; bewilligte Mengen, Ablauf des Rechts
Wasserschutzgebiet (WSG)	1 2 3 4	GT	Abgrenzung der WSG-Zonen im Untersuchungsgebiet, ggf. daraus erste Einschätzung des Einzugsgebiets
Hydrogeologische Situation			
hydraulische Kenngrößen	1 2 3 4	DT	Angaben zu kf-Werten, Transmissivitäten, Porenvolumen zur Einschätzung der Strömungsverhältnisse, ggf. aus hydraulischen Tests oder Pumpversuchen
Grundwassergleichen	1 2 3 4	GR	Darstellung der Grundwasserströmung als Isolinienplan (Standrohrspiegelhöhen), möglichst hydr. Istzustand
Flurabstände	1 2 3 4	GR	resultierende Flurabstände (Differenz Geländehöhe - gemessene oder berechnete Standrohrspiegelhöhen)
Einzugsgebiet (EZG) gesamt	1 2 3 4	G	Einzugsgebiet bezogen auf ausgewählte Bezugssituation, modellberechnet, ggf. 'manuell' konstruiert
Teileinzugsgebiete (TEZG)	1 2 3 4	G	Gliederung in TEZG für die unterschiedenen Brunnen/ Brunnengruppen, für hydraulischen Bezugszustand
Fließzeitzone (FZZ)	1 2 3 4	G	Areale gleicher Fließzeiten (Intervalle) im Grundwasserleiter, Verweildauer von Grundwasserneubildung bis Förderbrunnen; für das gesamte EZG oder TEZG
Boden, ungesättigte Zone			
Bodenarten	1 2 3 4	GT	Verbreitung der Bodenarten, z.B. amtliche Bodenkarte (BK50, BÜK50 oder ähnl.), für das gesamte Einzugsgebiet
Bodenparameter	1 2 3 4	DT	Wichtige bodenspezifische Parameter: OC, Trockenrohddichte, Trockensubstanzdichte, Körnung, hydr. Leitfähigkeit, Feldkapazität, permanenter Welkepunkt u. ähnl.
spezielle Messwerte Boden	1 2 3 4 c c	D	spezielle Bodenmesswerte: Bodenwassergehalt/-feuchte, org. Kohlenstoff, Nmin-Gehalt
Sickerzeiten	1 2 3 4	G	Sickerwasser-Verweildauer in der ungesättigten Zone (relevant bei hohen Sickerzeiten), z.B. Ableitung aus Bodenparametern, ggf. Zonen gleicher Sickerzeit
Denitrifikation - Bodenzone	1 2 3 4	D	Abschätzung des Nitratabbau in der ungesättigten Zone, z.B. aus Bodenart, -eigenschaften
Flächennutzung, Eintrag			
Flächennutzung, aktuell	1 2 3 4	G	regionalisierte Nutzungsarten für einen möglichst aktuellen Zustand, standardmäßig aus TK25, falls vorhanden: aus Kartierungen und Luftbildauswertungen

Themenbereich	Erfordernis	Art	Umfang, Erläuterungen
Kulturartenverteilung	1 2 3 4 c c	GD	Verteilung der Kulturarten auf Ackerflächen (Anbauspektrum) im Untersuchungsgebiet
Anteile Ökolandbau	1 2 3 4 c c	DT	Anteil der Fläche des Ökolandbaus an der Ackerfläche im Untersuchungsgebiet
Viehbesatz, flächenbezogen	1 2 3 4 c c	DT	Viehbesatz (Anzahl Rinder/Schweine) im Untersuchungsgebiet oder regional
Flächennutzung, historisch	1 2 3 4	G	Regionale Nutzungsarten für die Vergangenheit (Zeitschritte ca. 10 J.), für das EZG zur Berücksichtigung historischer Nutzungsänderungen und deren spezifischen Einträge
Sonderflächen "Grünlandumbruch"	1 2 3 4	GD	Flächen, auf denen Grünland/Wiese zu Acker umgewandelt wurden und potenziell erhöhte N-Einträge ins Grundwasser haben können, mit Zeitangaben
Sonderflächen "hydromorphe Böden"	1 2 3 4	GD	Flächen, auf denen potenziell "hydromorphe-Böden-Effekte" (z.B. N-Freisetzung nach Gw-Absenkung) auftreten können, ggf. Kartierung nach Bodenarten, ggf. Angaben zur Wirksamkeit der erhöhten N-Freisetzung
Drainage-Flächen	1 2 3 4 c c	GD	Dränierte Flächen, ggf. Angaben zum Drainageabfluss
Flächennutzungsspezifischer Eintrag ins Grundwasser	1 2 3 4	D	Einschätzungen zum N- und S-Eintrag ins Grundwasser, Angaben sind auf jeweilige Nutzungsart (oder Anbauart) bezogen, insbes. für landw. Nutzungsflächen (Düngung)
atmosphärische Deposition	1 2 3 4	D	Einschätzung der atm. Deposition im Gebiet für N und S
Stoffentzug durch Pflanzen	1 2 3 4	D	Einschätzung des N-Entzugs durch Pflanzen (Acker u.a.)
N-Bilanzen	1 2 3 4	D	Berechnungen oder Einschätzungen zu flächennutzungs-spezifischen N-Bilanzen im Gebiet (Daten der Kooperation)
Wasserbilanz			
Grundwasserneubildung (Sickerwasserrate)	1 2 3 4	GDT	Flächendifferenzierte Gw-Neubildung/ Sickerwasserrate, für das Einzugsgebiet, Angabe zum Berechnungsverfahren, Regionalisierung, Zuordnung zu Flächennutzungsarten
Zu-/Abfluss-Randbedingungen	1 2 3 4	DT	Zu- und Abflüsse des Untersuchungs-/Modellgebietes, z.B. aus Festgesteinsgebieten, Abschätzung der Wasserbilanz
Klimadaten	1 2 3 4 c c	DT	Klimaparameter: Temperatur, Niederschlag, Verdunstung, Globalstrahlung (oder Sonnenscheindauer), Angabe der Klimastation (f. Candy-Modell in täglicher Auflösung)
Hydrogeochemie			
Rohwasserbeschaffenheit - Hauptparameter	1 2 3 4	D	Konzentrationszeitreihen Nitrat, Sulfat, Hydrogencarbonat (ggf. aus $Ks_{4,3}$) aus Rohwasser-Analysen der Förderbrunnen, möglichst seit Förderbeginn
Rohwasserbeschaffenheit - ergänzende Parameter	1 2 3 4	D	weitere Parameter, z.B. Fe, Mn, Ca, Na, Härte, pH-Wert, Redox, Leitfähigkeit, aus Rohwasser-Analysen
Grundwasserbeschaffenheit - Hauptparameter	1 2 3 4	D	Konzentrationszeitreihen Nitrat, Sulfat, Hydrogencarbonat aus Grundwasser-Analysen in Beobachtungsmessstellen des Einzugsgebietes, möglichst seit Förderbeginn
Grundwasserbeschaffenheit - ergänzende Parameter	1 2 3 4	D	weitere Parameter, z.B. Fe, Mn, Ca, Na, Härte, pH-Wert, Redox, Leitfähigkeit, aus Gw-Analysen in GWM
Oberflächenwasser-Beschaffenheit	1 2 3 4	D	Konzentration von Wasserinhaltsstoffen in Oberflächengewässern (Flüsse, Bäche, Seen)
Schwefel und Kohlenstoff im Substrat	1 2 3 4	DT	Gehalte an Gesamt-/Pyritschwefel sowie org. und anorgan. Kohlenstoff im Substrat (Feststoffanalysen)
Kooperationsdaten			
Kooperation Landwirtschaft/ Wasserwirtschaft	1 2 3 4	DT	Eckdaten der Kooperation (Flächen, Mitglieder, Maßnahmen) und seiner Aktivitäten zur Ersteinschätzung zu Größe und Dauer der Kooperationsaktivitäten

Themenbereich	Erfordernis				Art	Umfang, Erläuterungen
	1	2	3	4		
Kulturarten, gesamtes WSG	1	2	3	4	D	Angaben zum Umfang der jeweiligen Kultur an Gesamt-Landwirtschaft im WSG (inkl. Sonderkulturen), Bewertung des "Nutzungsdruckes"
Viehbesatz, gesamtes WSG	1	2	3	4	D	Angaben zum mittleren Viehbesatz im Kooperations- bzw. Wasserschutzgebiet
Mineraldüngung	1	2	3	4	D	Mengenangaben zur mittleren Mineraldüngung (insbes. für Nährstoffe), bezogen auf einzelne Anbauarten, Angaben zu den verwendeten Mineraldüngerarten
Kooperationsmaßnahmen	1	2	3	4	DT	Umfang der praktizierten/ geförderten Kooperationsmaßnahmen, Beschreibung der Maßnahmen und Vorgehensweisen, Unterscheidung von einmaligen und regelmäßigen Maßnahmen (Laufzeit), betroffene Flächen
Kooperationskosten	1	2	3	4	DT	Angaben zu Kosten der Kooperation, Kalkulation, jährliche und Gesamtkosten, Kosten einzelner Maßnahmen

5.3 Methode der überschlägigen Nitratbilanzierung (BS 1)

Im Rahmen der ersten Bearbeitungsstufe (BS 1) wurden für alle beteiligten WGG überschlägige Nitratbilanzierungen durchgeführt, anhand derer jeweils die aktuelle Nitratabbauleistung im betreffenden Einzugsgebiet in ihrer Größenordnung abgeschätzt wurde. Diese ‚Grobilanzierung‘ (Methode 1a in Kap.) erfordert keine Modellberechnungen, sondern lediglich einige wasserwirtschaftliche und hydrogeologische Basisdaten sowie eine überschlägige Abschätzung der Nitratreinträge der Hauptnutzungsarten.

Hierzu werden zunächst die Mischungsanteile im Rohwasser für die Hauptflächennutzungsarten im Einzugsgebiet anhand der Wichtung über die Flächenanteile und die nutzungsspezifischen Neubildungsraten ermittelt. Zusätzlich können die Anteile an infiltrierendem Oberflächenwasser und sonstigem Grundwasserzustrom (wie Uferfiltrat, Zufluss aus Festgestein, Anreicherung) berücksichtigt werden, sofern diese Bilanzanteile im WGG relevant sind.

Für die Hauptflächennutzungsarten werden die Nitratkonzentrationen des Eintrags in den Grundwasserleiter geschätzt. Hierzu können etwaig vorliegende Analysen von Sickerwasser oder oberflächennahem Grundwasser herangezogen werden. Alternativ kann auch auf Schätzungen und Erfahrungswerte zurückgegriffen werden. Aus der Differenz zwischen mittleren Nitratreinträgen und zeitlich entsprechenden Austrägen über das Rohwasser wird die Abbauleistung des Grundwasserleiters abgeleitet, absolut in Tonnen Nitrat pro Jahr und als abgebauter Anteil der Eintragskonzentration. Als Zeitspanne zwischen dem Eintrag mit der Neubildung und dem Austrag mit der Brunnenförderung wird die mittlere Grundwasserfließzeit (Verweildauer) verwendet (s. Kap. 7.3).

Liegen die gemessenen Rohwasserkonzentrationen über dem definierten Schwellenwert (37,5 mg/l), ist gemäß Bewertungsschema die Bewirtschaftung als „nicht nachhaltig“ anzusehen. Andernfalls entscheidet der über das Einzugsgebiet gemittelte Nitratreintrag, ob derzeit eine ‚nachhaltige Bewirtschaftung‘ vorliegt. Dies ist der Fall, wenn die Einträge unterhalb des Schwellenwertes liegen. Kann bei einer höheren Nitratreintragskonzentration mit der überschlägigen Nitratbilanz eine Denitrifikation belegt werden, sind Prognoserechnungen im Rahmen der weiteren Bearbeitungsstufen (ab BS 2) erforderlich.

Für eine einfache standardisierte Durchführung der Berechnungen der überschlägigen Nitratbilanzierung wurde ein Formblatt erstellt, in dem die entsprechenden wasserwirtschaftlichen und hydrogeologischen Basisdaten sowie die Schätzwerte zum nutzungsspezifischen Nitratreintrag eingegeben werden (Abb. 5-2). Als Ergebnis werden die resultierenden Konzentrationen des Nitratreintrags im Einzugsgebiet und die berechneten Abbauleistungen sowie die daraus resultierende Bewertung gemäß der zugrunde liegenden Kriterien im Formblatt mittels der im Tabellenblatt hinterlegten Formelverknüpfungen angezeigt.

"Nitrat-Bilanzierung der Stufe 1"											
Überschlägige Berechnung der Nitratabbauleistung und Bewertung nach Kriterien											
Wassergewinnungsgebiet		Nr. x		Beispielbrunnen (Stadtwerke Musterstadt)							
Wasserwirtschaftliche und hydrogeologische Basisdaten											
Bezugsjahr der Rohwasserförderung		2009									
Gesamtfördermenge im Bezugsjahr (gerundet)		2 000 000		m ³ /a							
mittlere Infiltrationsrate der Oberflächengewässer im Einzugsgebiet (geschätzt)		100 000		m ³ /a							
mittlere Infiltrationsrate durch große Fließgewässer (Uferfiltrat, z.B. Rhein)		0		m ³ /a							
mittlere Infiltrationsrate durch Grundwasseranreicherung (über Gräben, Becken)		0		m ³ /a							
mittlere Zuflussrate aus angrenzenden Festgesteinsgebieten (Randzufluss, geschätzt)		30 000		m ³ /a							
mittlere Nitratkonzentration im geförderten Rohwasser im Bezugsjahr		20		mg/l							
mittlere Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet		170		mm/a							
mittlere wassererfüllte Mächtigkeit des Fördergrundwasserleiters im Einzugsgebiet		15		m							
effektive Porosität des Fördergrundwasserleiters		0.2									
Fläche des Einzugsgebietes der Förderbrunnen		11		km ²							
mittlere Aufenthaltszeit des Grundwassers im Einzugsgebiet (Fließzeit)		17		Jahre							
Überschlägige Berechnung der nutzungsspezifischen Nitrat-Einträge								für das Jahr:			
								1993	2009		
Haupt-nutzungs-art	Flächen-anteil %	anteilige Fläche km ²	Gw-Neub. gewichtet % relativ	Gw-Neub. berechnet mm/a	anteilige Menge 1000 m ³ /a	Mischungs-anteil %	Nitrat Eintrag mg/l	Nitrat Eintrag mg/l			
Acker	45	5.0	100	206	1 020	51	100	95			
Grünland	15	1.7	80	165	272	14	50	45			
Wald	30	3.3	60	124	408	20	20	20			
Siedlung	10	1.1	75	155	170	9	50	45			
Infiltration durch Oberflächengewässer					100	5	15	15			
durch große Fließgewässer (Uferfiltrat)					0	0	5	5			
durch Grundwasseranreicherung					0	0	5	5			
Zufluss aus angrenzenden Festgesteinsgebieten					30	2	10	10			
Resultierende mittlere Konzentration des Nitrat-Eintrags im Einzugsgebiet							67	63			
Überschlägige Berechnung der Frachten und der Abbauleistung											
Nitrat-Eintrag		1993	über die Grundwasserneubildung:				132	t/a			
			über Infiltration und Zufluss:				2	t/a			
Nitrat-Austrag		2009	über das geförderte Rohwasser:				40	t/a			
Abbauleistung			als Differenz Eintrag - Austrag:				94	t/a			
			als Stoffmenge Nitrat / Fördermenge Rohwasser:				47	mg/l			
			als Anteil des Nitrat-Gesamteintrags:				70	%			
Bewertung		Fall 2	Nachhaltigkeit auf Stufe 1 nicht bewertbar, Stufe 2 erforderlich !								
Derzeit findet ein signifikanter Nitratabbau im Grundwasserleiter statt. Die derzeitige Nitrat-Abbauleistung des Grundwasserleiters beträgt rund 94 t/a. Aufgrund der mittleren Nitrat-Einträge > 37,5 mg/l ist eine Bearbeitung der Stufe 2 erforderlich.											
Erläuterungen und Bemerkungen											
Werte nur als Beispiel											
Werte:											
		Eingabe erforderlich								Berechnungsergebnis	

Abb. 5-2 Formblatt zur Berechnung der überschlägigen Nitratbilanzierung (Bearbeitungsstufe 1) mit Beispieldaten.

5.4 Analysen und Prognosen mit dem Nicomat-Verfahren (BS 2)

In der Bearbeitungsstufe 2 (BS 2) wird das Nicomat-Verfahren eingesetzt. Mit dem Nicomat-Verfahren (Wilde & al. 2003, van Straaten & Wilde 2005) steht eine Methodik zur Verfügung, welche durch Analyse und Kalibrierung der Rohwasserbeschaffenheitsentwicklung in der Vergangenheit mit vergleichsweise überschaubarem Aufwand Konzentrationsentwicklungen in die Zukunft anhand von Szenarien fortschreiben kann. Die Analyse (Kalibrierung der Vergangenheit) und die daraus abgeleitete Prognose (Zukunft) ist insbesondere auf die Konzentrationsentwicklung des Nitrat ausgelegt („Nicomat“ aus „Nitrate concentration matrix tool“), stellt aber auch die Entwicklung der Nitratbauprodukte Sulfat und Hydrogencarbonat dar.

Das Nicomat-Verfahren umfasst sowohl die Anwendung des Excel®-basierten Nicomat-Programmes, als auch ein speziell konzipiertes Pre-Processing zur Aufbereitung der flächenbezogenen Eingangsdaten mit Hilfe von ArcGIS®-Anwendungen und entsprechenden Schnittstellen. Um die im Rahmen des Forschungsvorhabens erforderlichen Berechnungen mit dem Nicomat-Verfahren durchführen zu können, wurde die Funktionalität des bereits vorhandenen Nicomat-Programmes (Version 3.2) deutlich erweitert (zur aktuellen Version 4.0). Die erforderlichen programmtechnischen Entwicklungsarbeiten wurden dabei in Eigenleistung der Consulaqua Hildesheim - Geo-Infometric erbracht (Wilde 2013).

Unter vereinfachten Rahmen- und Randbedingungen bildet das Nicomat-Verfahren somit ein kalibrier- und prognosefähiges retrospektives „Modell“ der Nitratbilanzierung eines definierten Einzugsgebietes eines Förderbrunnens oder einer Brunnengruppe für einen bestimmten stationären hydraulischen Zustand ab. Auf der Grundlage der in der Geosystemerkundung ermittelten und ausgewerteten Basisdaten wird mit Hilfe des Nicomat-Verfahrens für das betreffende Untersuchungs- oder Einzugsgebiet eine Modellvorstellung der prinzipiellen hydrogeochemischen Abläufe insbesondere hinsichtlich der Nitratbilanz erarbeitet. Aufgrund der Möglichkeiten der vergleichenden Szenarienberechnungen (Prognosen von definierten „Maßnahmen“) kann das Verfahren darüber hinaus auch als eine Art Entscheidungshilfe-Instrument („Decision support system“) verstanden werden.

Die wichtigsten Eingangsgrößen im Nicomat-Verfahren sind neben den Wasserbilanzwerten, wie Fördermengen, Oberflächenwasser-Infiltration und Grundwasserneubildung (Abb. 5-3), die flächennutzungsspezifisch für das Einzugsgebiet definierten N- (Stickstoff-) und S- (Schwefel-) Einträge über den Boden (ungesättigte Zone) ins Grundwasser (gesättigte Zone). In der Abb. 5-3 sind die Zusammenhänge der Wasserbilanz schematisch dargestellt. Die Abb. 5-4 zeigt die Komponenten des Stoffeintrages (Stickstoff und Schwefel) sowie des Stoffumsatzes (Denitrifikation im Grundwasser), so wie sie im Nicomat-Verfahren zur Stoffbilanzierung berücksichtigt werden. Hier wird prinzipiell immer von „Eintrag“ gesprochen, da die Betrachtung vom Grundwasser ausgeht: der „Austrag“ der Fracht aus der Bodenzone ist der „Eintrag“ ins Grundwasser.

Zielfunktion der Analyse und Kalibrierung bilden die Konzentrationszeitreihen des Förderbrunnen-Rohwassers von Nitrat und Sulfat sowie mit Einschränkungen auch von Hydrogencarbonat. Diese „Kurven“ werden mit Hilfe des Nicomat-Programmes errechnet und im Rahmen der „Analyse und Kalibrierung“ mit den Messdaten in einem angezeigten synoptischen Ergebnisdiagramm verglichen (Beispieldarstellungen in Abb. 5-5, 5-6).

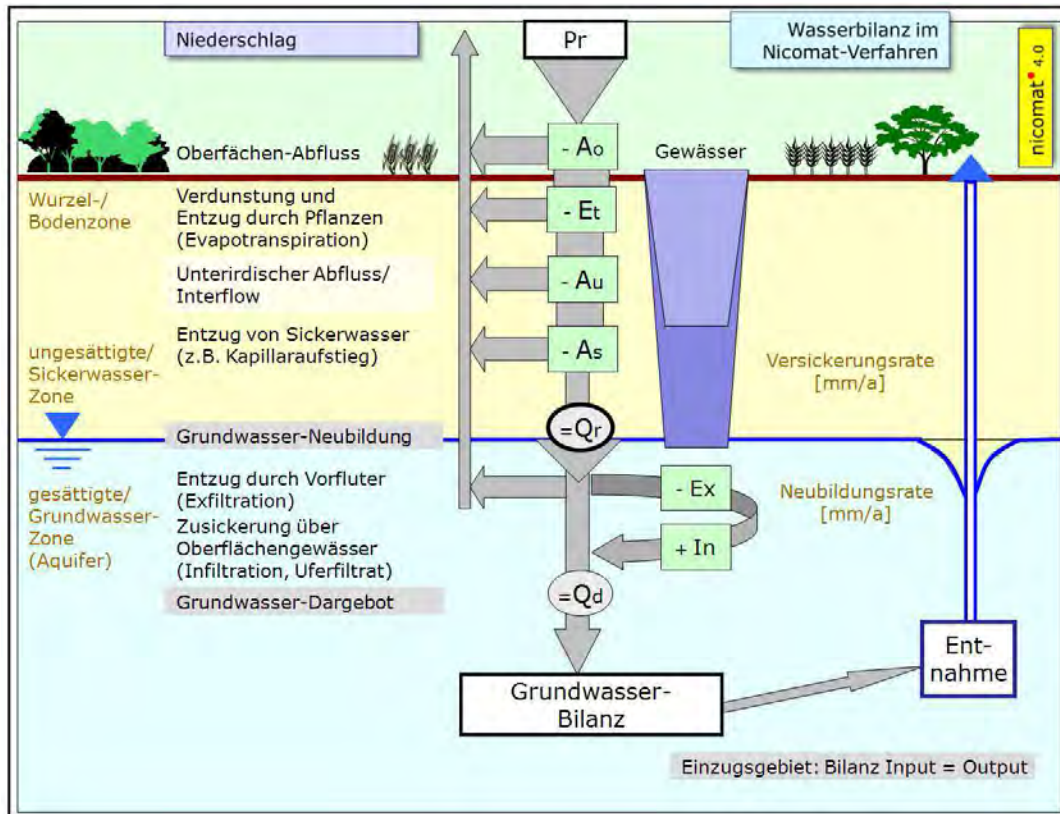


Abb. 5-3 Schematische Darstellung zur berechneten Wasserbilanz im Nicomat-Verfahren (aus Wilde, Manual Nicomat 4.0, 2013 in Vorb.).

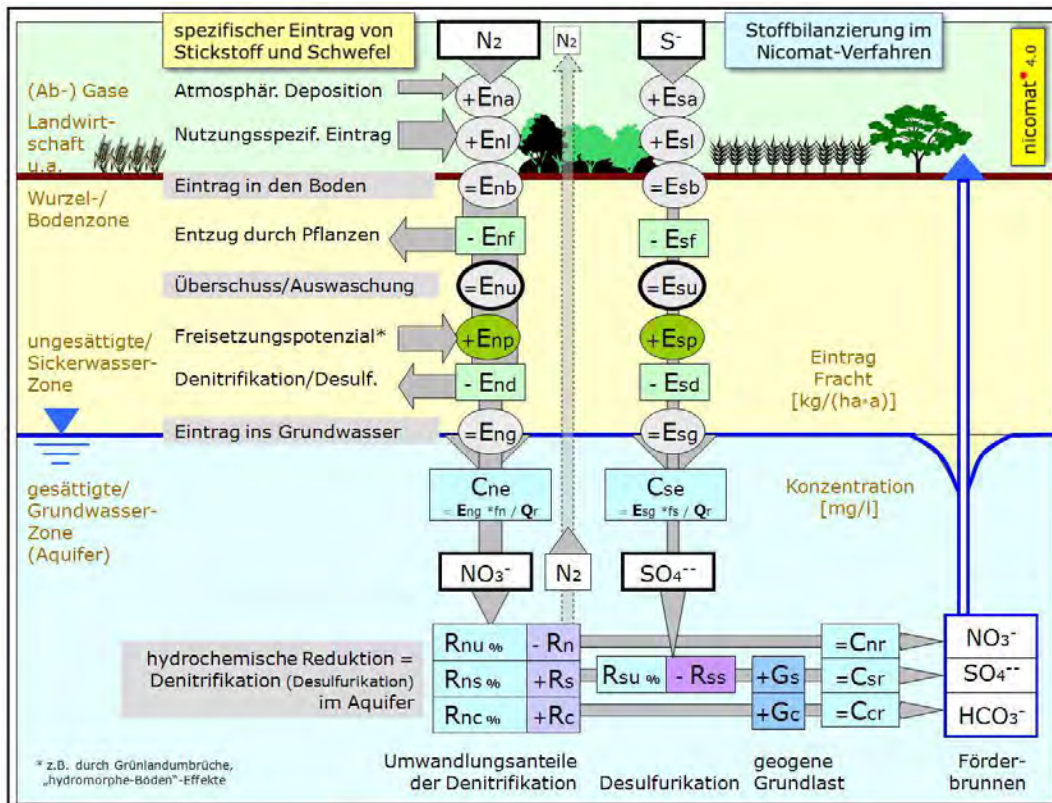


Abb. 5-4 Schematische Darstellung der berechneten Stoffbilanzierung im Nicomat-Verfahren (aus Wilde, Manual Nicomat 4.0, 2013 in Vorb.).

Die Algorithmen der Mischungsrechnung, aus denen die Konzentrationszeitreihen des Rohwassers im Nicomat errechnet werden, basieren auf den zeitlich und örtlich diskretisierten Flächen des definierten Einzugs- bzw. Neubildungsgebietes, denen bestimmte Eigenschaften zugeordnet werden (Tab. 5-2).

Tab. 5-2 Eigenschaften der zeitlich und örtlich diskretisierten Eintragsflächen des jeweiligen Förderbrunnen-Teileinzugsgebietes im Nicomat-Verfahren (Kennbuchstabe = Nicomat-interner Index).

- V1... = ausgewählte hydraulische Variante mit definierter Klima- und Fördersituation
- K1... = ausgewählte Version der Kalibrierung oder Validierung
- S1... = ausgewähltes Szenario mit veränderten Eintragswerten für die Zukunft (Maßnahmen)
- D1... = ausgewählte Varianten der Denitrifikation in der Zukunft: Nitratabbau z.B. „konstant“ oder „null“
- B1... = ausgewählte/r Brunnen/Brunnengruppe mit entsprechenden Daten des Teileinzugsgebietes
- Y1... = unterschiedene Flächennutzungsperioden zur zeitlichen Diskretisierung des Eintrages
- Z1... = unterschiedene Fließzeitzonen (FZZ) nach Zeitintervallen der Grundwasserweildauer
- F1... = regionalisierte Flächennutzungsarten zur Zuordnung der N-/S-Eintragskomponenten
- P1... = regionalisierte Bodenarten und/oder Flächen mit speziell definierten Eintragspotenzialen



Abb. 5-5 Beispiel einer Darstellung im Nicomat-Programm (hier: WGG Brochterbeck, TEZG Nordwest), oben: Ergebnisdigramm mit Messwerten (Punkte) und berechnetem Konzentrationsverlauf (Ganglinien Nitrat, Sulfat, Hydrogencarbonat) in Vergangenheit (Kalibrierung) und Zukunft (Prognose „Status quo“), unten: Eingabeseite (Eingabefelder weiß) mit Parametern des Stoffumsatzes (Abbauleistung und stöchiometrische Anteile autolitho-/heterotrophe Denitrifikation).

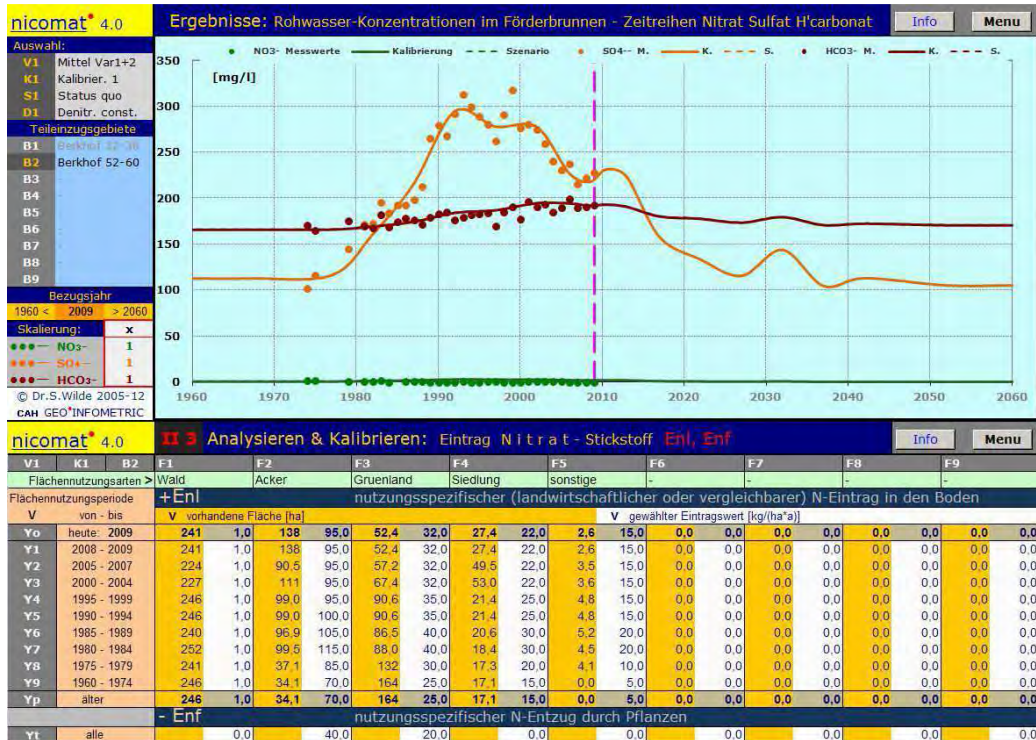


Abb. 5-6 Beispiel einer Darstellung im Nicomat-Programm (hier: WGG Berkhof/ Fuhrberger Feld, TEZG Berkhof-Ost B52-B60), oben: Ergebnisdigramm mit Messwerten und berechnetem Konzentrationsverlauf (Nitrat hier null), unten: Eingabeseite (Eingabefelder weiß) mit Parametern des Stoffeintrags (hier: nutzungsspezifischer N-Eintrag, zeitlich diskretisiert, sowie N-Entzug durch Pflanzen).

Analyse und Kalibrierung des Stoffeintrages

Die einzelnen Komponenten der regionalisierten Stoffeinträge (Stickstoff und Schwefel in kg/(ha-a)) sowie die Größen des Stoffumsatzes (Denitrifikation) bilden die wichtigsten Kalibrierparameter des „Nicomat-Modells“. Die Hauptkomponenten können im Nicomat-Programm zeitlich nach Flächennutzungsperioden und örtlich nach Flächennutzungsarten oder nach Hauptbodenarten diskretisiert auf speziellen Eingabeseiten des Nicomat-Programms definiert werden (Abb. 5-7, Tab 5-3).

Tab. 5-3 Im Nicomat-Verfahren mit Werten belegbare Parameter zur Berechnung des N- und S-Eintrags über den Boden ins Grundwasser (Komponenten der Gesamt-Fracht, Eingabe in kg/(ha-a)).

Kürzel	Parameter (jeweils für Stickstoff N und Schwefel S)	Bilanz	Diskr.*
Ena, Esa	Atmosphärische N- und S-Deposition	pos.	F, Y
Enl, Esl	Nutzungsspezifischer Eintrag (z.B. landwirtschaftlicher Eintrag durch Düngung)	pos.	F, Y
Enf	Entzug durch Pflanzen (z.B. durch Ernte)	neg.	F
Enp, (Esp)	Besondere Freisetzungspotenziale (z.B. durch Grünlandumbrüche)	pos.	P, Y
End, (Esd)	Denitrifikation (bzw. Desulfurifikation) in der ungesättigten Zone	neg.	P

* Diskretisierung möglich:
 F = örtlich nach unterschiedenen Flächennutzungsarten (z.B. Acker, Grünland, Wald, Siedlung)
 P = örtlich nach definierten Hauptbodenarten oder Freisetzungspotenzialen
 Y = zeitlich nach Flächennutzungsperioden (Zeitabschnitte, untergliedert analog Fließzeitzone)

Der „nutzungsspezifische Eintrag“ ist dabei der wichtigste Parameter, für landwirtschaftliche Nutzflächen bildet die mineralische und organische Düngung den entscheidenden Anteil an dieser Größe. Der nutzungsspezifische Eintrag und die atmosphärische Deposition, abzüglich der durch geerntete Pflanzen (Feldfrüchte) abgeführten Stickstoffmenge, summieren sich zum „N-Überschuss“, der mit dem Sickerwasser weitergeführt wird. Unter Umständen reduziert sich die N-Fracht im Sickerwasser durch Denitrifikationsvorgänge in der ungesättigten Zone, vor allem in stau- und grundwasserbeeinflussten Böden mit geringer Sauerstoffzufuhr. Im umgekehrten Fall können im Boden gespeicherte N-Mengen durch Belüftung hydromorpher Bodenbereiche (zum Beispiel bei Grundwasserabsenkung) zeitweilig erhebliche Mengen Stickstoff zusätzlich freisetzen. Auch diese Vorgänge können im Nicomat-Programm durch entsprechende örtlich und zeitlich definierte N-Bilanzmengen berücksichtigt werden und zur Kalibrierung der Zielfunktion beitragen. Im Nicomat-Verfahren wird das sich aus den aufgeführten Komponenten ergebende Eintragsaldo sowohl für Stickstoff (Nitrat) als auch für Schwefel (Sulfat) aus den genannten Eingabedaten errechnet.

In den meisten WGG findet Nitratabbau im GWL statt und ein erheblicher Anteil des Sulfats im Rohwasser ist Produkt der autolithotrophen Denitrifikation und kann als „Nitrat-Äquivalent“ betrachtet werden. Die Kalibrierung muss in der Regel deshalb immer gleichzeitig die Nitrat- und Sulfat-Entwicklung als Zielfunktion berücksichtigen.

Für die Kalibrierung sind nicht die Größen der einzelnen Komponenten des N- und S-Eintrages über den Boden (ungesättigte Zone) ins Grundwasser (gesättigte Zone) von Bedeutung, entscheidend ist das daraus errechnete Eintragssaldo, welches in Abhängigkeit von der nutzungsspezifisch definierten Grundwasserneubildungsrate die Konzentration von Nitrat und Sulfat im Grundwasser am Eintragsort zur Eintragszeit bestimmt. Die resultierende Konzentration des am Brunnen ankommenden Rohwassers wird mit Hilfe spezieller Algorithmen der Mischungsrechnung anhand der zeitlichen (Flächennutzungsperioden) und örtlichen Diskretisierung (Fließzeitzone, Flächennutzungen, Bodenarten) der Eintragsflächen für Zeitschritte der Vergangenheit und Zukunft bestimmt und im Nicomat als Konzentrationsganglinie dargestellt.

Analyse und Kalibrierung des Stoffumsatzes

Die Abschätzung, wie viel Sulfat und Hydrogencarbonat aus der Denitrifikation im GWL stammen, ist ein wesentlicher Teil der Analyse und Kalibrierung mit Hilfe des Nicomat-Verfahrens. Neben den Stoffeinträgen sind diese Stoffumsätze entscheidende Kalibrierfaktoren. Diese werden im Nicomat-Verfahren stöchiometrisch anhand von zwei Stellgrößen definiert. Zunächst wird angegeben, welcher Anteil des ins Grundwasser eingetragenen Nitrats auf dem Fließweg zum Brunnen reduziert wird und den Brunnen nicht mehr erreicht. Anschließend wird festgelegt, welcher Anteil des gesamten Nitratabbaus autolithotroph über Pyrit (FeS_2) mit Sulfatproduktion und welcher heterotroph mittels feststoffgebundenem organischem Kohlenstoff (OC) unter Bildung von zusätzlichem Hydrogencarbonat abläuft.

Dieses Verhältnis der Abbauprozesse kann im Nicomat zeitabhängig für die Vergangenheit variabel definiert und damit anhand der Zielfunktion kalibriert werden. Die Abbauprozesse selbst können dabei im Nicomat allerdings nicht ermittelt werden, dazu ist der Einsatz von Stoffflussmodellen (SFM, Bearbeitungsstufe 3, Kap. 6) erforderlich, um die hydrogeochemisch-thermodynamischen Stoffreaktionen abbilden und modellieren zu können. Die Ergebnisse aus der SFM können dann wiederum als stöchiometrische Verhältnisse im Nicomat eingesetzt werden, wodurch die Kalibrierung hinsichtlich der Berücksichtigung plausibler Bilanzanteile an autolithotropher und heterotropher Denitrifikation in diesem Sinne „validiert“ werden kann.

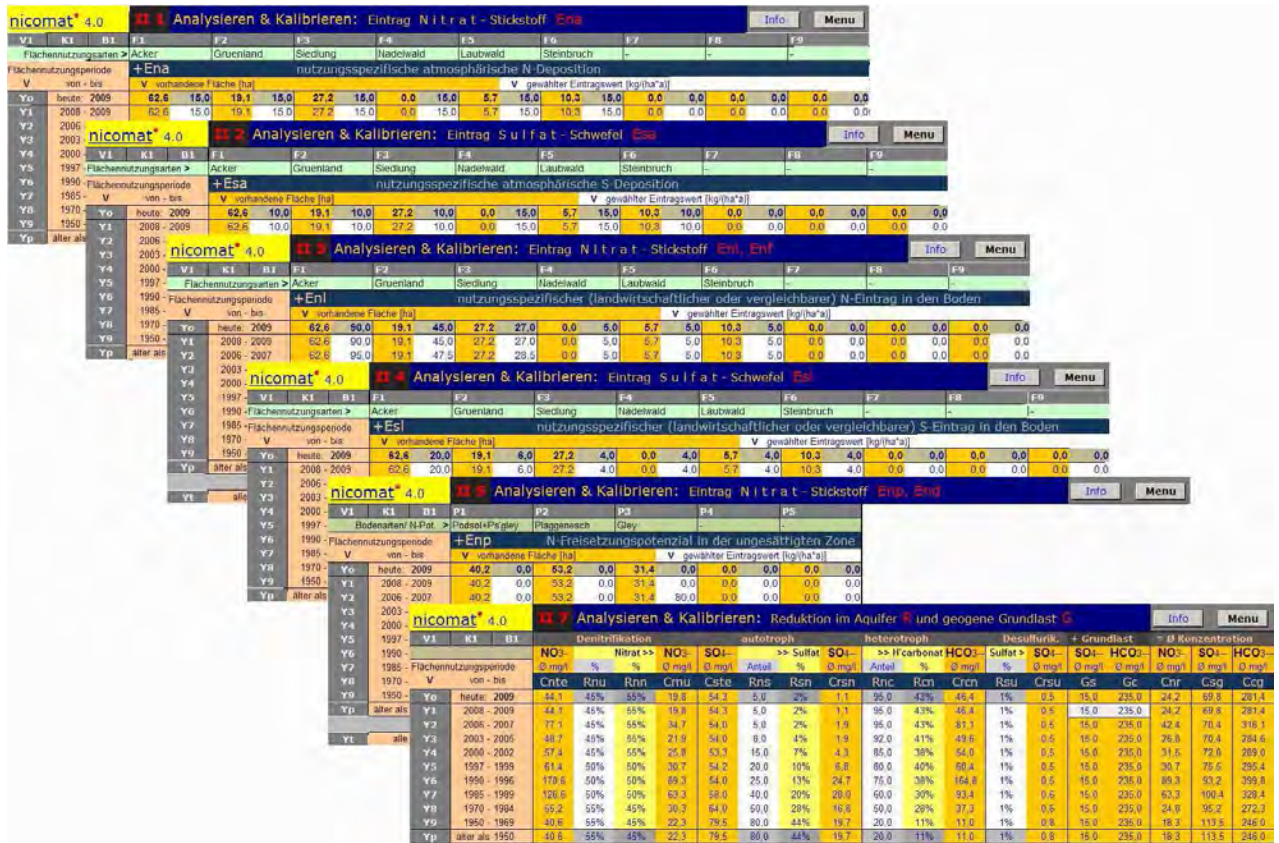


Abb. 5-7 Auswahl von Eingabeseiten im Nicomat-Programm im Modul „Analysieren und Kalibrieren“ zur Definition des zeitlich und örtlich diskretisierten Stoffeintrags (Fracht Stickstoff und Schwefel) und Stoffumsatzes (autolitho- und heterotrophe Denitrifikation); Eingabefelder sind weiß hinterlegt.

Berechnung von Prognosen

Sind die Eingangs- und Stellgrößen für Stoffeintrag und Stoffumsatz (Denitrifikation) anhand der Zielfunktion im Nicomat-Programm plausibel, also innerhalb nachvollziehbarer Wertespannen „kalibriert“, stellt der auf dieser Grundlage in die Zukunft weitergerechnete Konzentrationsverlauf eine Prognose der Beschaffenheitsentwicklung für den Ist-Zustand dar. Dabei wird zunächst angenommen, dass alle Eingangswerte zum Stoffeintrag und -umsatz im definierten „Heute“-Zustand erhalten bleiben (Fortschreibung des „Status quo“). Darüber hinaus wird vorausgesetzt, dass die Wasserbilanz und andere Randbedingungen konstant erhalten bleiben und ein stationärer hydraulischer Zustand vorliegt. Durch definierte Änderungen von Parametern des Stoffeintrags und -umsatzes, die ab „heute“ (definiertes Bezugsjahr) für die zukünftigen Zeitabschnitte gültig sind, können Prognoseszenarien berechnet und miteinander verglichen werden.

Szenarien mit Änderung des Stoffeintrages

Auf Grundlage der kalibrierten Eingangsdaten ist es mit Hilfe des Szenarienmoduls im Nicomat-Programm möglich, Eintragungsszenarien für zukünftige Zeitabschnitte („Flächennutzungsperioden“) zu definieren, welche beispielsweise bestimmte Maßnahmen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen abbilden, die durch geringere (oder höhere) N-Einträge auf Acker oder anderen Nutzungen gekennzeichnet sind. Die berechnete Nitratkonzentration des Rohmischwassers wird ab dem Bezugszeitpunkt („heute“, hier für die meisten Gebiete das Jahr 2009) als Szenarienkurve angezeigt und kann mit der „Status quo“-Kurve (Ist-Zustand beibehalten) verglichen werden. Dadurch kann die Wirkung definierter Maßnahmen hinsichtlich der zu erwartenden zukünftigen Rohwasserbeschaffenheit (Nitrat, Sulfat) schnell ermittelt werden.

Auf diese Weise sind neben dem „Status quo“ die „Best case“- und „Worst case“-Szenarien errechnet worden, welche günstigere und ungünstigere Entwicklungen des N-Eintrages auf landwirtschaftlichen Nutzflächen im Vergleich zum „Status quo“ für die Zukunft annehmen (Definition s. Kap. 4.2).

Szenarien mit Änderung des Stoffumsatzes

Um abzuschätzen, welche Nitratkonzentrationen im Rohwasser erreicht werden, wenn es im Gewinnungsgebiet keine Denitrifikation im GWL mehr gäbe, muss der entsprechende Stoffumsatz des Nitratabbaus rechnerisch „abschaltbar“ sein. Dies ist im Nicomat-Programm durch die Darstellung eines „Denitrifikationsszenarios“ möglich.

Dazu kann im Nicomat definiert werden, dass ab „heute“ kein Nitratabbau im Grundwasser stattfindet. Die Nitratkonzentration des Rohwassers steigt dann bis zu einem Wert, der dem flächengemittelten Eintrag ins Grundwasser unter Berücksichtigung etwaiger Bilanzanteile aus Oberflächengewässereinfiltration und/oder externem Zustrom entspricht. Die Zeitspanne, bis die maximale stationäre Nitratkonzentration im Rohmischwasser erreicht ist, ist in der Darstellung von den Fließzeiten im Einzugsgebiet abhängig, da sich die Mischung der Konzentrationen rechnerisch auf die Eintrags- und Neubildungsflächen beziehen. Dabei wird nicht berücksichtigt, dass die Nitratabbauleistung in Wirklichkeit sukzessiv innerhalb einer mit dem Nicomat-Verfahren nicht bestimmbar Zeitspanne abnimmt. Der Kurvenverlauf zeigt vielmehr, welche maximale Nitratkonzentration im Rohwasser unter der Prämisse „Denitrifikation null“ unter den definierten Eintragsbedingungen erreicht wird. Dieser Wert wird zur Bewertung der Nachhaltigkeit in der Bearbeitungsstufe 2 herangezogen, ist allerdings nicht das einzige Kriterium (s. Kap. 4.1).

5.5 Hydrogeochemische Stoffflussmodellierungen (BS 3)

Das beschriebene Nicomat-Verfahren berechnet systembedingt keine tatsächlichen hydrogeochemischen Reaktionen, sondern berücksichtigt den Nitratumsatz, bei dem zusätzliches Sulfat und Hydrogencarbonat im Grundwasser entsteht, durch stöchiometrische Umrechnungen anhand vorzugegebener Faktoren. An dieser Stelle setzt die Methodik der hydrogeochemischen Stoffflussmodellierung an. Damit können die hydrogeochemischen Prozesse im Zusammenhang mit dem Nitratabbau identifiziert und quantifiziert werden, die in einem WGG die Grundwasserqualität maßgeblich beeinflussen.

Mit einem hydrogeochemischen Stoffflussmodell (SFM, Schema in Abb. 5-8) wird für definierte ‚Modellstromröhren‘ entlang von Fließpfaden, welche jeweils spezifische Nutzungs- bzw. Eintragsituationen im Neubildungsgebiet sowie Reaktionsbedingungen im Untergrund repräsentieren, die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit berechnet. Dies geschieht stufenweise entlang des Fließpfades von der Infiltration des Niederschlags in die Bodenzone über die Passage der oxidierten und reduzierten Zone bis hin zur Mischung der Wässer im Förderbrunnen.

Die Modellierung erfolgt als Sequenz irreversibler Reaktionen und chemisch-thermodynamischer Gleichgewichtszustände zwischen der wässrigen Lösung und den gleichgewichtseinstellenden Mineral- und Gasphasen, als Kaskade von so genannten „Batchreaktoren“. Die anteilige Mischung der unter den verschiedenen Eintrags- und Umsetzungsbedingungen jeweils resultierenden Grundwässer repräsentiert das Rohwasser. Für den Aufbau eines Modells müssen die standortspezifischen geohydraulischen und hydrogeochemischen Verhältnisse und Gegebenheiten berücksichtigt werden. Die benötigten geohydraulischen Daten sind zu einem wesentlichen Teil die gleichen wie im Nicomat-Verfahren und können entsprechend übernommen werden. Zusätzlich benötigte hydrogeochemische Daten, beispielsweise die Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers, werden ergänzend ausgewertet, um Eintragsfunktionen abzuleiten (s. Kap. 6.4).

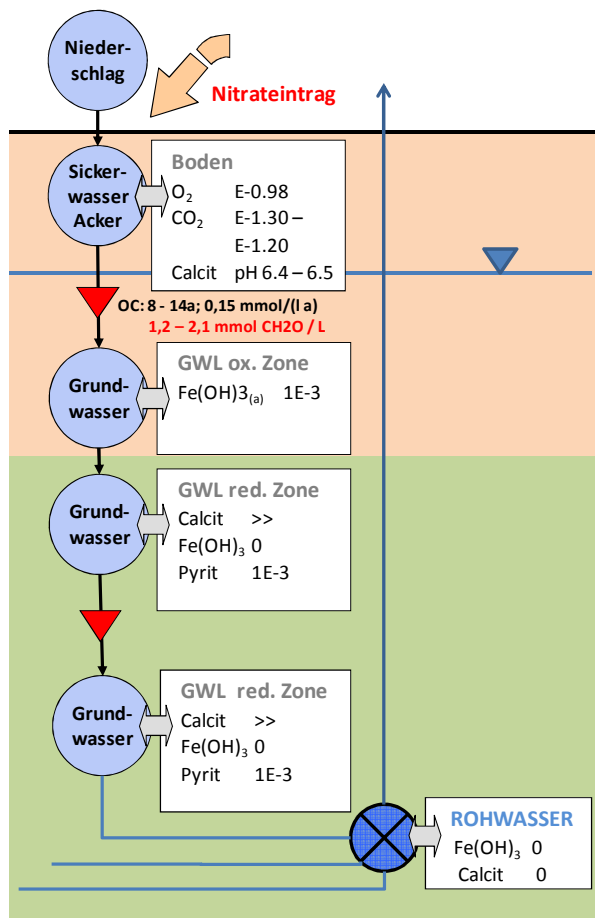


Abb. 5-8

Schematische Darstellung der Sequenz von irreversiblen Reaktionen und Gleichgewichtseinstellungen entlang eines Fließpfades (Modellstromröhre eines Stoffflussmodells). Aus der Mischung der unter den verschiedenen Eintrags- und Umsetzungsbedingungen resultierenden Grundwässer ergibt sich das modellierte Rohwasser; Phasenvorräte in mmol/l; Partialdrücke als negativer dekadischer Logarithmus; Symbole gemäß Hansen (2004).

Das Modell integriert alle natürlichen und anthropogen induzierten Teilprozesse, die sich auf die Rohwasserbeschaffenheit auswirken. Hierzu können unter anderem die Stickstoff- und Kalkdüngung, die standortspezifischen CO_2 -Partialdrücke in der Bodenluft, die Versauerung von Waldböden, die Denitrifikation durch Oxidation von Eisendisulfiden oder durch OC sowie die Sulfatreduktion gehören. Ebenso können durch den Umbruch von Dauergrünlandflächen ausgelöste Stoffmobilisationen und der Durchbruch nitratbelasteter Grundwässer in den Förderbrunnen berücksichtigt werden. Dazu werden Modellvorstellungen zu den einzelnen Teilprozessen beschrieben und in einen quantitativen Gleichgewichtsansatz überführt. Die mit dem Modell berechnete Rohwasserbeschaffenheit wird mit der gemessenen als Kalibrierprozess abgeglichen. Stimmen gemessene und berechnete Zusammensetzung hinreichend überein, so können mit dem Modell retrospektiv die komplexen und sich wechselseitig beeinflussenden hydrogeochemischen Prozesse quantitativ nachvollzogen werden, die für die hydrogeochemische Entwicklung des Rohwassers verantwortlich waren. Da mit dem Stoffflussmodell die Rohwasserkonzentrationen für alle prozessrelevanten Parameter (Nitrat, Sulfat, Eisen, Calcium, Magnesium, Karbonatspezies, pH-Wert) berechnet werden, kann an Stelle eines einzelnen ‚kritischen‘ Parameters wie Nitrat die Rohwasserbeschaffenheit insgesamt herangezogen werden (Abb. 5-9). Für den Wasserversorger entsteht damit ein zusätzlicher Nutzen. So ist die Kenntnis der Beschaffenheitsparameter beispielsweise bei der Planung und Steuerung nachgeschalteter Aufbereitungsprozesse oder bei der Bewertung der Mischbarkeit von Rohwässern aus unterschiedlichen Gewinnungsanlagen im Netz erforderlich.

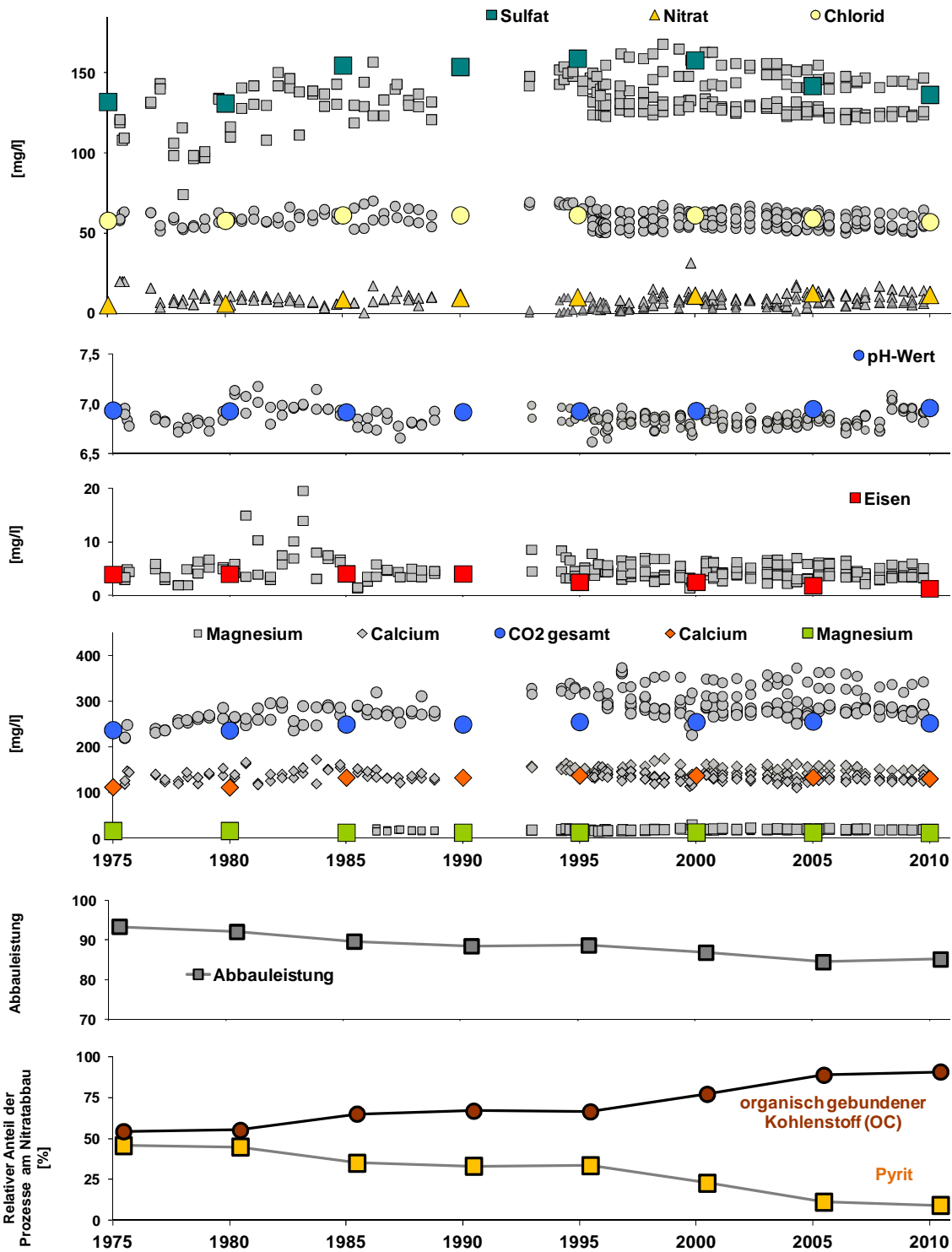


Abb. 5-9 Ergebnisbeispiel: Retrospektiver Abgleich zwischen der gemessenen Beschaffenheitsentwicklung (graue Symbole) und der mit der Stoffflussmodellierung berechneten Beschaffenheit (farbige Symbole) sowie die anhand der Modellrechnung abgeleitete Entwicklung der Abbauleistung und der Anteile der heterotrophen und der autolithotrophen Denitrifikation am gesamten Nitratabbau eines Einzugsgebietes.

Validierung mit dem Nicomat-Verfahren

Das Stoffflussmodell besitzt keine räumliche und zeitliche Auflösung, die Rohwasserqualität wird vielmehr für definierte Szenarien mit vorgegebenen Einträgen und Mischungsverhältnissen berechnet. Aus den Ergebnissen der Modellrechnungen werden die Entwicklung der Abbauleistung und die anteilige Entwicklung der heterotrophen und der autolithotrophen Denitrifikation abgeleitet. Diese Entwicklung wird dann an das Nicomat-Verfahren übergeben. Damit gilt das Nicomat-Verfahren als validiert und kann für Prognosen eingesetzt werden. Allerdings sind diese Prognosen methodenbedingt nur für zwei Grenzfälle möglich: zukünftig mit konstantem Nitratabbau oder zukünftig ohne Nitratabbau. Entsprechend des Bewertungsverfahrens (Kap. 4.1) ist auf dieser Stufe (BS 3) nur dann eine prognosebasierte Bewertung der Nachhaltigkeit zulässig, wenn für die Retrospektive eine konstante Abbauleistung und konstante Abbauprozesse erkannt wurden. Das Beispiel in Abb. 5-6 zeigt sowohl ein Nachlassen der Nitratabbauleistung als auch eine anteilige Änderung der Denitrifikationsprozesse. Eine bewertbare Prognose mit dem Nicomat-Verfahren wäre entsprechend nicht zulässig, da bei der Prognose der Verlust an Abbauvermögen berücksichtigt werden muss. Dies erfolgt auf der vierten Stufe anhand einer reaktiven Stofftransportmodellierung.

5.6 Reaktive hydrogeochemische Stofftransportmodellierung (BS 4)

In der aufwändigsten und letzten der vier Bearbeitungsstufen (BS 4) wird ein reaktives Stofftransportmodell aufgebaut. Als Datenbasis werden die auf Grundlage eines numerischen Strömungsmodells ermittelten Fließzeitzone sowie die räumlich und zeitlich diskretisierten Flächennutzungsarten verwendet, so wie sie bereits im Nicomat-Verfahren verwendet wurden. Damit ist gewährleistet, dass beide Berechnungen auf der gleichen Datenstruktur beruhen. Das reaktive Stofftransportmodell besteht aus einer Eingabedatei für das chemisch-thermodynamische Rechenprogramm PhreeqC (Parkhurst & Appelo 1999). Es entspricht damit dem um eine räumliche und zeitliche Differenzierung erweiterten Stoffflussmodell.

Zum Aufbau des reaktiven Stofftransportmodells wird jeder Fließzeitzone eine repräsentative eindimensionale Modellstromröhre zugeordnet, die in mehrere Substromröhren unterteilt werden kann, welche jeweils nutzungsspezifische Eintragungssituationen sowie Reaktionsbedingungen im Untergrund repräsentieren (Abb. 5-10). Alle einer Fließzeitzone zugeordneten Substromröhren weisen die gleiche Länge und Diskretisierung auf. Sie unterscheiden sich aber hinsichtlich der spezifischen Stoffeinträge und damit auch durch die in der ungesättigten Zone ablaufenden Prozesse voneinander. In den einzelnen Modellstromröhren wird die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit, im Gegensatz zum Stoffflussmodell, jetzt mit räumlicher und zeitlicher Auflösung entlang der Fließstrecke von der Versickerung des Niederschlags in die Bodenzone über die Passage verschiedener Redoxzonen bis zum Förderbrunnen berechnet. Im Förderbrunnen werden dann die aus den Modellstromröhren stammenden Wässer je nach Flächennutzungsanteil und Neubildungsrate miteinander gemischt.

Die einzelne Stromröhre besteht aus einer Reihe von Zellen, die unabhängig von der Länge der Zellen jeweils ein austauschbares Standard-Porenvolumen von einem Liter aufweisen. Für jede Zelle werden die Gehalte an reaktiven Mineralphasen vorgegeben, die bei der Berechnung der Gleichgewichtseinstellungen berücksichtigt werden sollen. In der ungesättigten Zone werden zusätzlich die Partialdrücke reaktiver Gasphasen (CO_2 , O_2) vorgegeben.

Der reaktive Stofftransport erfolgt in einer Abfolge von Schritten, bei denen sich das Wasser und die darin gelösten Stoffe entlang der Fließrichtung von Zelle zu Zelle bewegen. In jedem Zeitschritt der Transportberechnung wird das Volumen der Zellen zunächst vollständig ausgetauscht. Im Anschluss an diesen rein advektiven Transportschritt erfolgen die Berechnung kinetischer Reaktionen (z.B. von OC) und die Einstellung der chemischen Gleichgewichte mit den in der Zelle enthaltenen reaktiven Mineralphasen. Die resultierende Zusammensetzung der wässrigen Lösungen und der Phasenvorräte in den Zellen wird ge-

speichert und im nächsten Transport-Reaktions-Schritt wieder aufgerufen. Auf diese Weise wird die hydrochemische Entwicklung des Sicker- und Grundwassers sowie die Entwicklung der geochemischen Zusammensetzung des Feststoffgerüsts entlang der Fließstrecke berechnet. Ein dauerhafter Nitrateintrag führt zu einem zellweise fortschreitenden Verbrauch der Abbaukapazität und damit zu einem Vorrücken der ‚Abbaufont‘, bis letztlich Nitrat aus einer Modellstromröhre bis in den Förderbrunnen durchbricht. Je mehr Modellstromröhren ihr Nitratabbauvermögen verlieren, desto stärker wirkt sich der Nitratdurchbruch auf das Rohwasser aus. Auf diese Art wird berechnet, wie lange es dauert, bis das Nitratabbauvermögen eines Grundwasserleiters erschöpft ist.

Die über die nutzungsspezifischen Neubildungsraten und die Flächennutzungsanteile gewichtete Mischung der Grundwässer aus den jeweils letzten Zellen der Modellstromröhren zum Rohwasser wird in der Modellierung nicht verändert. Durch die Art der Diskretisierung des Modells (Taktung, Anzahl und Aufbau der Modellstromröhren) kann die Auswirkung der Überlagerung variierender Stoffeinträge in den einzelnen Fließzeitzonen auf die zeitliche Entwicklung der Rohwasserqualität berechnet werden. Schätzungen zu zeitvarianten Eingangsdaten des Modells werden im Rahmen der Modellkalibrierung angepasst. Modellentwicklung und Kalibrierung sind abgeschlossen, wenn die gemessene und die berechnete Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit hinreichend genau übereinstimmen.

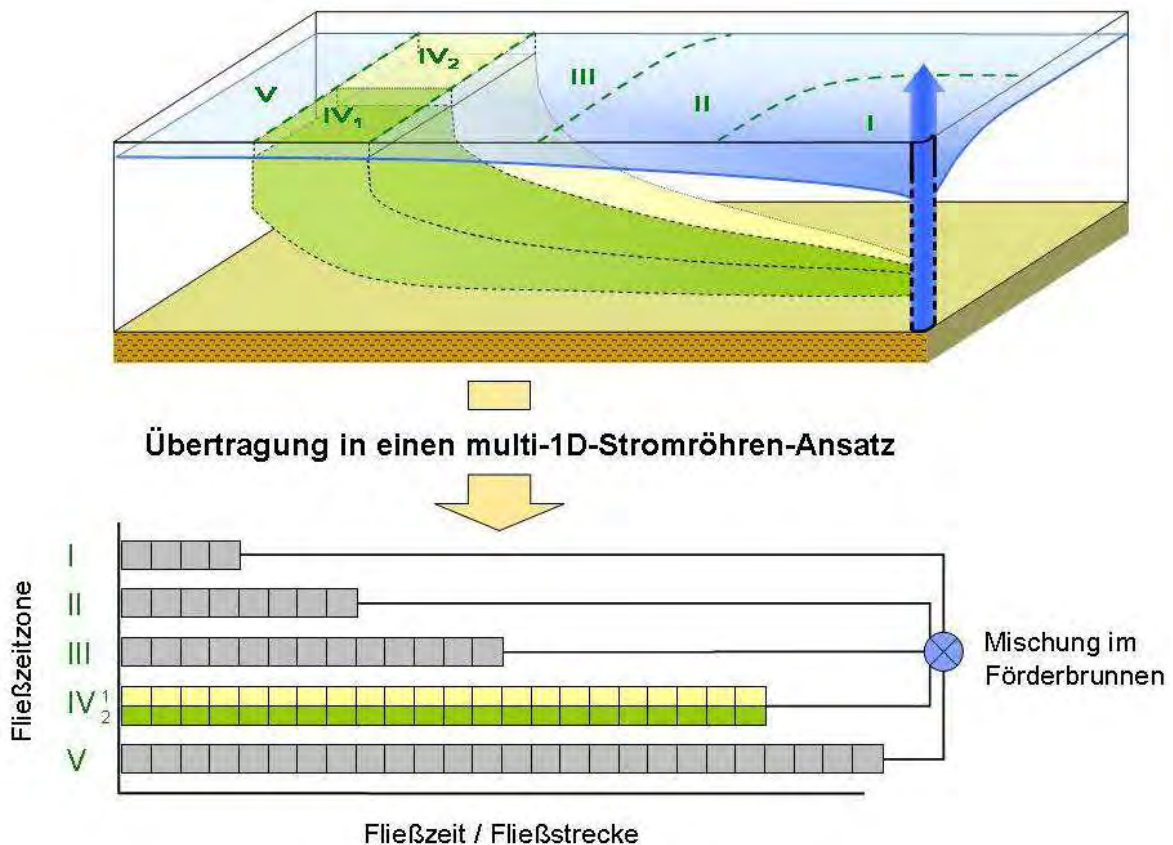


Abb. 5-10 Vorgehensweise bei der Übertragung einer fließzeitzonebasierten Beschreibung der geohydraulischen Verhältnisse und Stoffeinträge in einem Einzugsgebiet in einen Multi-1D-Stromröhren-Ansatz, wie er für die Modellierung des reaktiven Stofftransportes vorgesehen ist.

6 Analyse der Stoffeinträge

6.1 Niederschlag und Deposition

Die Beschaffenheit des Niederschlags hat sich in den vergangenen Jahrzehnten verändert (Beilke & Uhse 1999). So zeigt sich beispielsweise für den pH-Wert in den fünf Messstationen des Niederschlags-Messnetzes des Umweltbundesamtes in den alten Bundesländern ein Anstieg von pH 4,1 – 4,6 im Jahr 1982 auf pH 4,8 – 5,1 im Jahr 1998. Parallel zum Anstieg der pH-Werte hat die Gesamtkonzentration der gelösten Ionen und damit auch die elektrische Leitfähigkeit des Niederschlages von 20 – 42 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf 15 – 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ abgenommen.

Unabhängig von der zeitlichen Entwicklung führt allein die Auswaschung der über die atmosphärische Gesamtdeposition abgelagerten Stoffe im Sickerwasser und oberflächennahen Grundwasser zu einem Vielfachen der Konzentrationen im Niederschlag. Die Gesamtdeposition setzt sich aus der trockenen und der nassen Deposition zusammen, wobei die nasse Deposition aus der Konzentration des Stoffes im Niederschlag und der Niederschlagsmenge berechnet wird. In der trockenen Deposition werden Feststoffe und gasförmige Stoffeinträge zusammengefasst. Für Stickstoff- und Schwefelverbindungen werden in einem Messnetz des Umweltbundesamtes auch die trockenen Depositionsraten und damit die jährlichen Gesamtdepositionen ermittelt. Auf Grundlage der Raten zur Gesamtdeposition und zur Neubildung können die auf die atmosphärische Deposition zurückzuführenden Konzentrationen in der Grundwasserneubildung abgeschätzt werden (Abb. 6-1).

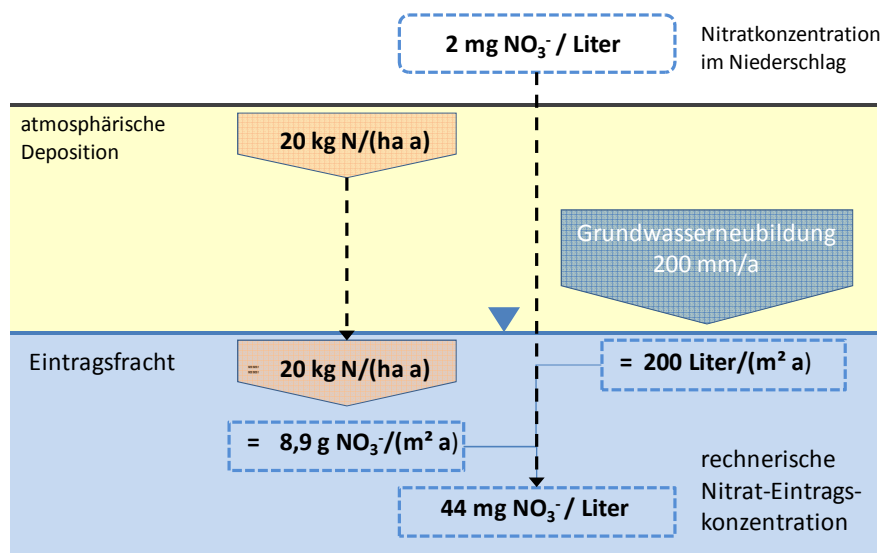


Abb. 6-1

Schema zur Abschätzung der auf die Deposition zurückzuführenden Stoffeinträge und Eintragskonzentrationen im Grundwasser.

Umsetzung im Nicomat-Verfahren

Im Nicomat-Verfahren können die Größen der atmosphärischen Gesamtdeposition an Schwefel und an Stickstoff sowohl zeitlich nach Nutzungsperioden (Zeitschritte analog Fließzeitzone) wie auch örtlich nach Flächennutzungsarten diskretisiert werden. Die Depositionseinträge werden als Frachtangaben (Einheit $\text{kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$) als eine von mehreren Komponenten mit den übrigen boden- und nutzungspezifischen Eintragsfrachten verrechnet und bilanziert.

Umsetzung in der Stoffflussmodellierung

In allen Modellierungen wird vereinfachend von einem Modellniederschlag mit mittlerer Beschaffenheit ausgegangen, sowohl für die retrospektive Modellierung als auch für die Prognose. Die Konzentrationen der Hauptinhaltsstoffe im Modellniederschlag orientieren sich an den für die Station „Waldhof“ des Niederschlags-Messnetzes des Umweltbundesamtes für das Jahr 1998 angegebenen Mittelwerten (Beilke & Uhse 1999). Die für diesen Zeitpunkt gemessenen Beschaffenheitsdaten vermitteln zwischen den jeweils mehrere Jahrzehnte umfassenden Zeiträumen der retrospektiven und prognostizierenden Modellierung.

Für alle hydrogeochemischen Modellberechnungen der Bearbeitungsstufen 3 und 4 wurde die folgende Niederschlagsbeschaffenheit verwendet:

Tab. 6-1 Beschaffenheit des Modellniederschlags in den Stoffflussmodellen und reaktiven Stofftransportmodellen

pH	Temp.	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	TIC	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
5,0	10 °C	2,0	0,75	2,0	0,5	0,2	0,5	0,1	0,4	0,1 mg/l

Über die trockene Deposition wird Schwefel vor allem gasförmig als Schwefeldioxid in die Ökosysteme eingetragen. Der Anteil an sulfathaltigen Aerosolpartikeln in der trockenen Deposition ist dagegen sehr gering (Hov & al. 1987, zitiert in Beilke & Uhse 1999). Bei der Oxidation von Schwefeldioxid zu Sulfat wird Azidität freigesetzt. Die Schwefeldeposition und der damit verbundene Säureeintrag werden in Form erhöhter Sulfatkonzentrationen und eines um das Säureäquivalent geminderten pH-Wertes berücksichtigt:

Beispielrechnung:

auf die Deposition zurückzuführender Konzentrationsanteil Sulfat:	50 mg/l
Äquivalente H ₂ SO ₄ :	0,52 mmol/l
Angepasster pH-Wert ($10^{-5} \text{ mol H}^+ + (2 \times 0,0005 \text{ mol H}^+)$):	2,99

Umsetzung in der reaktiven Stofftransportmodellierung

In der reaktiven Stofftransportmodellierung wurde eine zeitliche Entwicklung der Niederschlagsbeschaffenheit hinterlegt. Für den Zeitraum 1980 bis 1998 wurde diese Entwicklung gemäß den von Beilke & Uhse 1999 angegebenen Zeitreihen abgebildet, für frühere Zeiten und für den Prognosezeitraum wurde eine angenommene Entwicklung verwendet. Abb. 6-2 zeigt die einheitlich verwendete Beschaffenheitsentwicklung.

Ableitung der N- und S-Deposition

Stoffeinträge aus der Deposition wurden für Gesamtschwefel und Gesamtstickstoff aus den frei verfügbaren Daten des Europäischen Überwachungsprogramms zur Berechnung der grenzübergreifenden Ausbreitung von Schadstoffen (EMEP) abgeleitet. Diese Daten geben berechnete Verteilungen der Depositionsraten für ein 50 x 50 km Raster an (Abb. 6-3). Stützstellen der Eintragsfunktionen für die Jahre 1980, 1990 und 2000 wurden anhand der EMEP-Daten belegt, Depositionsraten für den Beginn des Eintragszeitraumes wurden geschätzt, ebenso für die zukünftigen Einträge.

Aufgrund der geringen Anzahl an Messstationen sowie der Rasterweite können die EMEP-Daten zur Deposition nur als Richtgrößen oder Schätzwerte angesehen werden und wurden im Rahmen der Ableitung von Eintragsfunktionen für die einzelnen Gewinnungsgebiete aus Daten oberflächennah verfilterter Grundwassermessstellen angepasst (s. Kap. 6.2). Die Höhe der Einträge am Anfang der Eintragszeiträume in den 1920er und 1930er Jahren war Teil der Modellkalibrierung.

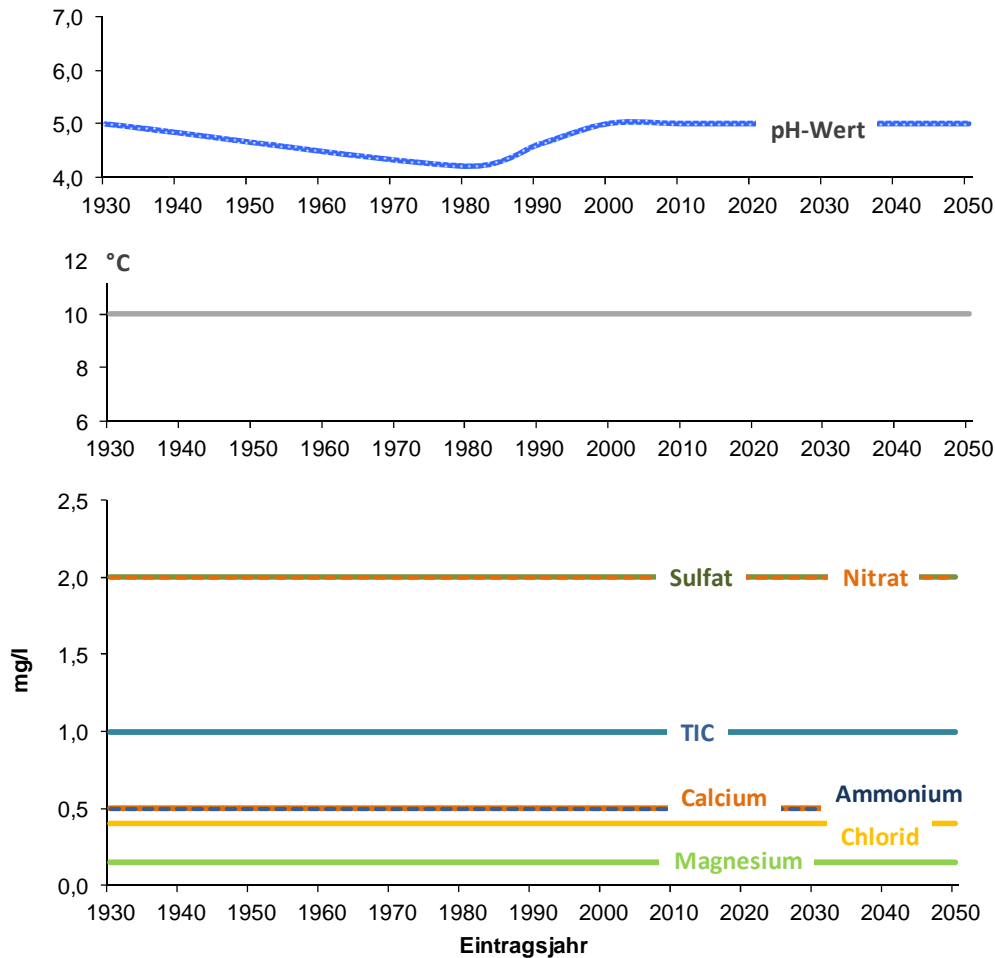


Abb. 6-2 Entwicklung der Niederschlagsbeschaffenheit – Grundlage der Modellrechnungen.

Die hinterlegte Entwicklung der Stickstoff- und Schwefeldeposition in den Gebieten der Stufe 4 ist in Abb. 6-4 dargestellt. Wesentliches Merkmal der hinterlegten Depositionsraten ist der Anstieg der Schwefeldeposition von Anfang des vergangenen Jahrhunderts bis in die 1980er Jahre im Zuge der industriellen Entwicklung sowie die sich anschließende sprunghafte Abnahme der Deposition durch den Bau von Rauchgasentschwefelungsanlagen in Großkraftwerken in den 1990er Jahren. Für die Entwicklung der Stickstoff-Depositionsraten wurde ein weitgehend kontinuierlicher Anstieg von einem sehr geringen Niveau bis auf das mit Messwerten belegte Niveau der 1980er und 2000er Jahre angenommen. Für die zukünftigen Einträge wurden die Raten des Jahres 2000 fortgeschrieben. Zukünftige Depositions-Eintragszenarien können mit den entwickelten Modellen betrachtet werden, standen aber nicht im Fokus des Vorhabens.

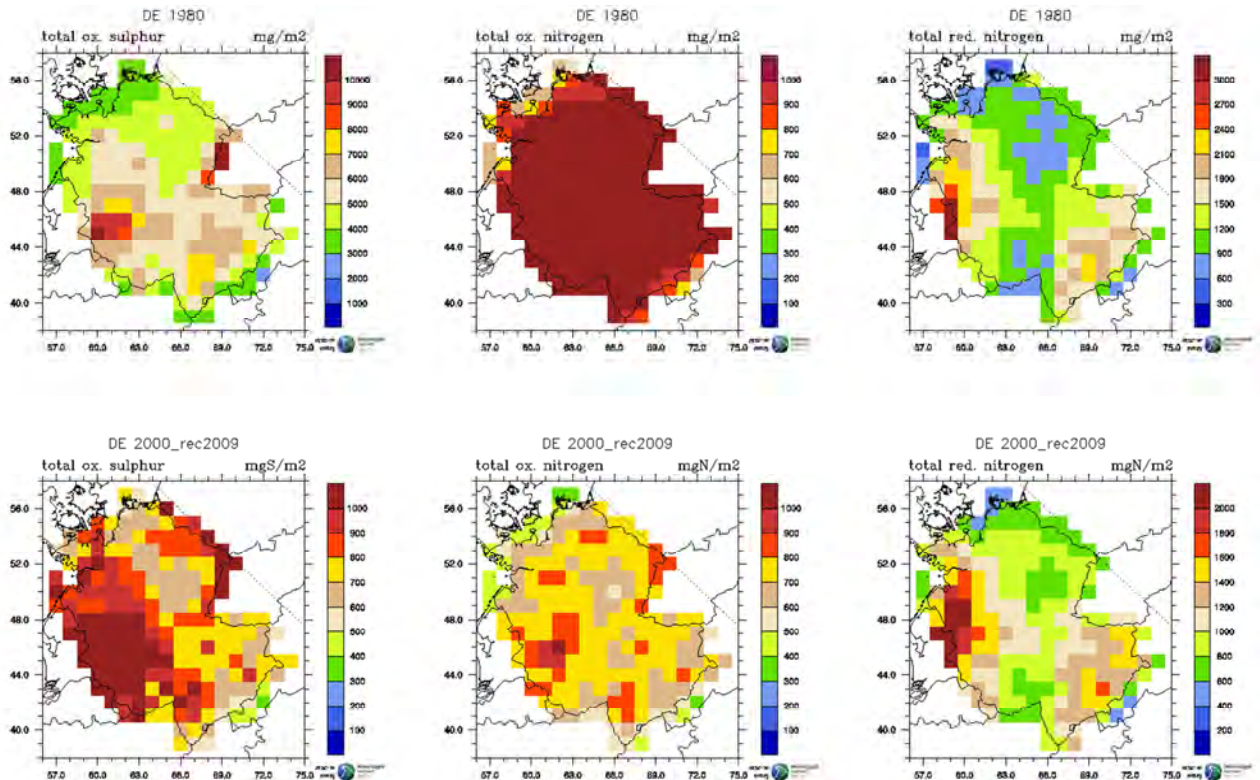


Abb. 6-3 EMEP-Rasterdaten zur räumlichen Verteilung der Depositionsraten für Gesamtschwefel sowie für oxidierten und reduzierten Stickstoff.

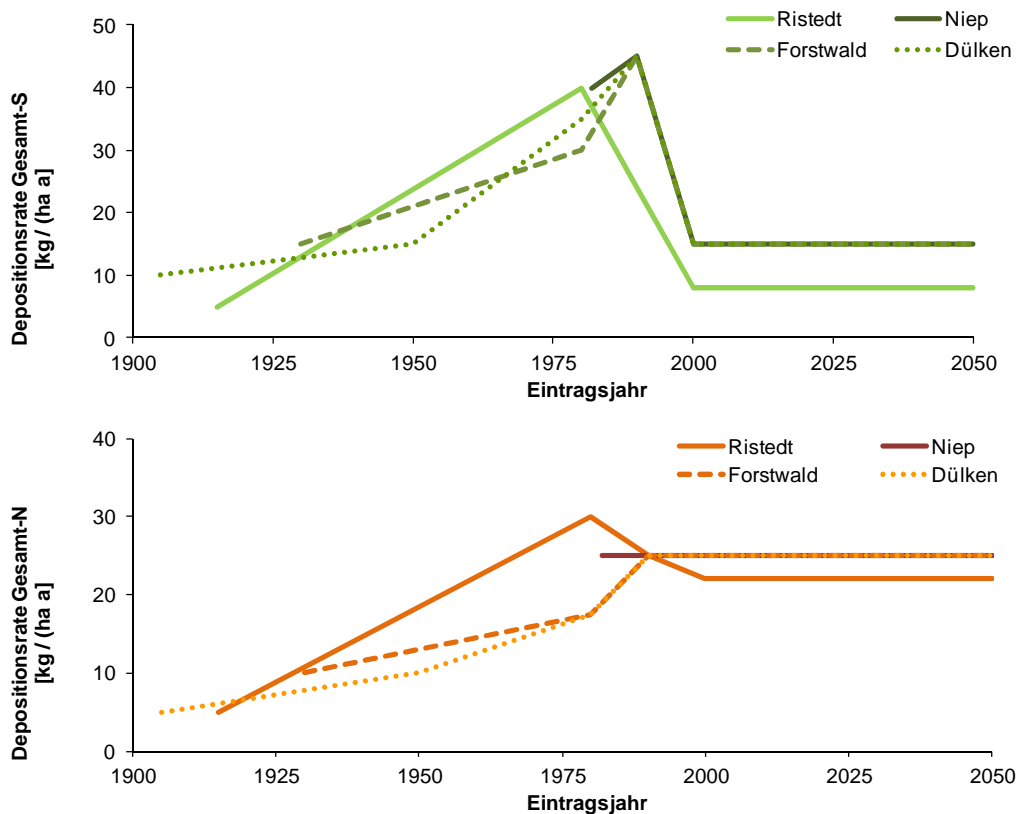


Abb. 6-4 Entwicklung der Stickstoff- und Schwefeldeposition in den Gebieten der Stufe 4.

6.2 Nutzungsspezifische Einträge

In allen Modellen wird davon ausgegangen, dass sich die Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers je nach standörtlichen Bedingungen unterscheidet, wobei neben der Flächennutzung auch der Bodentyp einen wichtigen Einfluss aufweisen kann. So bilden sich auf basenarmen podsolierten Nadelwald-Standorten vergleichsweise saure nitratarme Grundwässer. Vergleichbare Böden neu gebildeter Grundwässer weisen bei intensiver Ackernutzung dagegen meist hohe Nitratkonzentrationen auf, da die ungesättigte Zone nur ein geringes Denitrifikationspotenzial aufweist. Demgegenüber besitzen semiterrestrische Böden häufig ein hohes (reversibles) Nitratabbauvermögen durch den Umsatz leicht abbaubarer organischer Kohlenstoffverbindungen. Eine Belüftung dieser Böden – beispielsweise durch Drainage und/oder Umbruch führt dagegen häufig zur Oxidation von im Boden gespeicherten Eisenmonosulfiden und einer stoßartigen Humusmineralisation („Effekt der hydromorphen Böden“).

Die Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers wird von den nicht von Pflanzen aufgenommenen Stoffeinträgen aus der Düngung und der Deposition sowie von den Umsetzungsprozessen in der Bodenzone geprägt. Prinzipiell könnten aus Zeitreihen zur Niederschlagsbeschaffenheit, zur Deposition und zur Ausbringung von mineralischen und organischen Düngern die Stoffeintragskonzentrationen für Stickstoff und Sulfat in das Grundwasser abgeschätzt werden. Darüber hinaus müssten auch relevante Umsatzprozesse, wie der Biomasseabbau und die Denitrifikation in der ungesättigten Zone sowie die Kalkdüngung auf bestimmte pH-Zielwerte einschließlich deren Auswirkungen auf den CO₂-Partialdruck in der Bodenluft berücksichtigt werden, um die daran gekoppelten Eintragsfunktionen für Erdalkalien und die Karbonat-Ionen zu ermitteln. Diese Vorgehensweise ist aber unter Praxisbedingungen, d. h. unter begrenzten finanziellen und personellen Ressourcen, kaum zu leisten. Darüber hinaus wird es nur in den seltensten Fällen gelingen, mehrere Jahrzehnte in die Vergangenheit reichende Zeitreihen der benötigten Daten zu erhalten. Praxisnäher ist es, vorhandene Daten zur Grundwasserbeschaffenheit zielgerichtet auszuwerten.

Ableitung der Einträge aus Beschaffenheitsdaten

Eine entsprechende Methodik wurde von Hansen & al. (2010) und Kübeck & al. (2010) vorgestellt. Sie basiert auf der Annahme, dass die Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers ein integrales Maß für die grundwasserwirksamen Stoffeinträge und Stoffumsetzungen im Boden im Neubildungsgebiet einer angeströmten Grundwassermessstelle darstellt. Werden Daten aus der Beprobung vorhandener Messstellen genutzt, so ist darauf zu achten, dass nur solche Grundwassermessstellen herangezogen werden, die möglichst nah an der Grundwasseroberfläche verfiltert sind und die nur eine kurze Filterstrecke aufweisen. Mit zunehmender Tiefe einer Messstelle wird die Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers durch die im Grundwasserleiter ablaufenden hydrogeochemischen Prozesse verändert.

Analysedaten des oberflächennahen Grundwassers liefern sowohl Angaben zu den Spannbreiten der gelösten Hauptinhaltsstoffe als auch – mittels Regressionsanalyse – zu den Verhältnissen, in denen sie über die Düngung eingetragen werden. Darüber hinaus können – mittels hydrogeochemischer Modellierung – die hydrochemisch prägenden Auswirkungen von Gasaustausch- und Mineralphasen-Gleichgewichten identifiziert werden. Die prinzipielle Vorgehensweise ist in Abb. 6-5 dargestellt. Weitere Angaben zum Verfahren können Hansen (2005) und Hansen & al. (2010, 2012) entnommen werden. Es können folgende Modelleingangsparameter aus diesen Daten abgeleitet werden:

Tab. 6-2 Modellbasierte Ableitung der Beschaffenheit neugebildeter Grundwässer – Verwendung der Parameter in den Modellstufen (“+“ verwendet; “-“ nicht verwendet)

	Stufe 2	Stufe 3	Stufe 4
	Nicomat-Verfahren	Stoffflussmodellierung	Reaktives Stofftransportmodell
Nutzungsspezifische CO ₂ -Partialdrücke in der ungesättigten Zone	-	+	+
pH-Wert des Bodens (Ziel-pH-Wert der Düngung)	-	+	+
H ⁺ carbonat und TIC-Konzentrationen im neugebildeten Grundwasser	+	+	+
Eintragsverhältnis Ammonium-Nitrat	-	+	+
Sulfatdeposition	+	+	+
Eintragsverhältnis Stickstoff – Schwefel	+	+	+
Ca/Mg-Verhältnis der Kalkdüngung	-	+	+

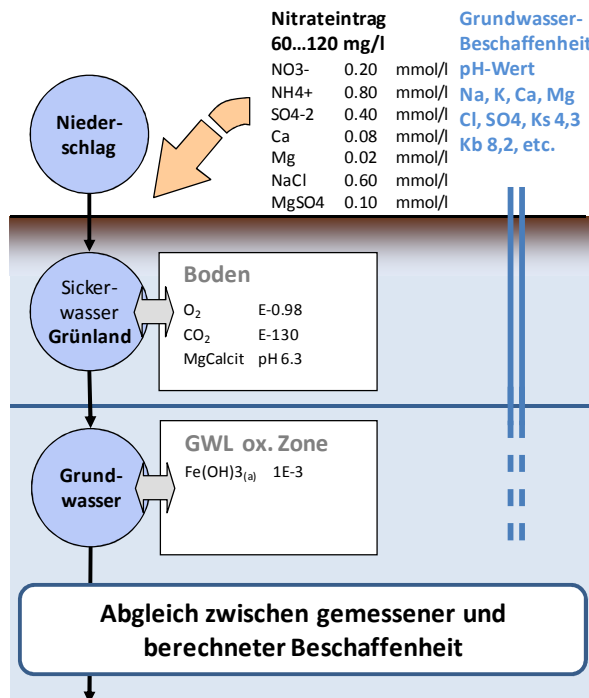


Abb. 6-5

Prinzipische Skizze zur hydrogeochemischen Modellierung der Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers. Die berechnete Beschaffenheit wird mit Beschaffenheitsdaten aus oberflächennah verfilterten Grundwassermessstellen abgeglichen. Durch Anpassung der Modell-Eingangsdaten (pH-Wert der Düngung, Ammonium-Nitrat-Verhältnis, Ca/Mg-Verhältnis der Kalkdüngung etc.) wird eine möglichst gute Übereinstimmung mit den gemessenen Beschaffenheiten angestrebt.

In vier zusammengehörigen Einzeldiagrammen werden die Messwerte der Leitparameter den modellberechneten Parametern gegenübergestellt (Abb. 6-6). Aus dem ersten Teildiagramm kann aus der Steigung der Geraden das Stickstoff-Schwefel-Verhältnis abgelesen werden. Die Verschiebungskonstante der Geradengleichung entspricht der Schwefel- bzw. Sulfatkonzentration, die nicht aus der Stickstoffdüngung, sondern aus der Deposition und der Magnesiumsulfat-Düngung stammt. Im zweiten Teildiagramm kann aus der Geradensteigung das Calcium-Magnesium-Verhältnis abgelesen werden. Das dritte Teildiagramm stellt das Verhältnis zwischen dem pH-Wert und der Säurekapazität (Ks_{4,3}) dar. Mit zunehmendem CO₂-Partialdruck im Boden löst sich mehr CO₂ im Wasser, das sich dann in Abhängigkeit vom pH-Wert auf die CO₂-Spezies (CO_{2(aq)}, HCO₃⁻, CO₃²⁻) verteilt. Über die Säurekapazität (Ks_{4,3}) wird die Konzentration an HCO₃⁻ ermittelt.

Somit kann bei bekanntem pH-Wert und bekannter HCO_3^- -Konzentration auf den CO_2 -Partialdruck der im Gleichgewicht mit dem oberflächennahen Grundwasser stehenden Bodenluft geschlossen werden. Die Ableitung kann entweder analytisch über die Gleichungen des Karbonat-Gleichgewichtssystems oder mittels Modellierung erfolgen. Im vierten Teildiagramm können anhand des Nitrat/Chlorid-Verhältnisses die Datensätze identifiziert werden, in denen es bereits zu einer Denitrifikation gekommen ist. Niedrige Nitratkonzentrationen bei hohen Chloridkonzentrationen an Stelle einer linear positiven Korrelation der Parameter wären ein Hinweis für eine bereits erfolgte Denitrifikation.

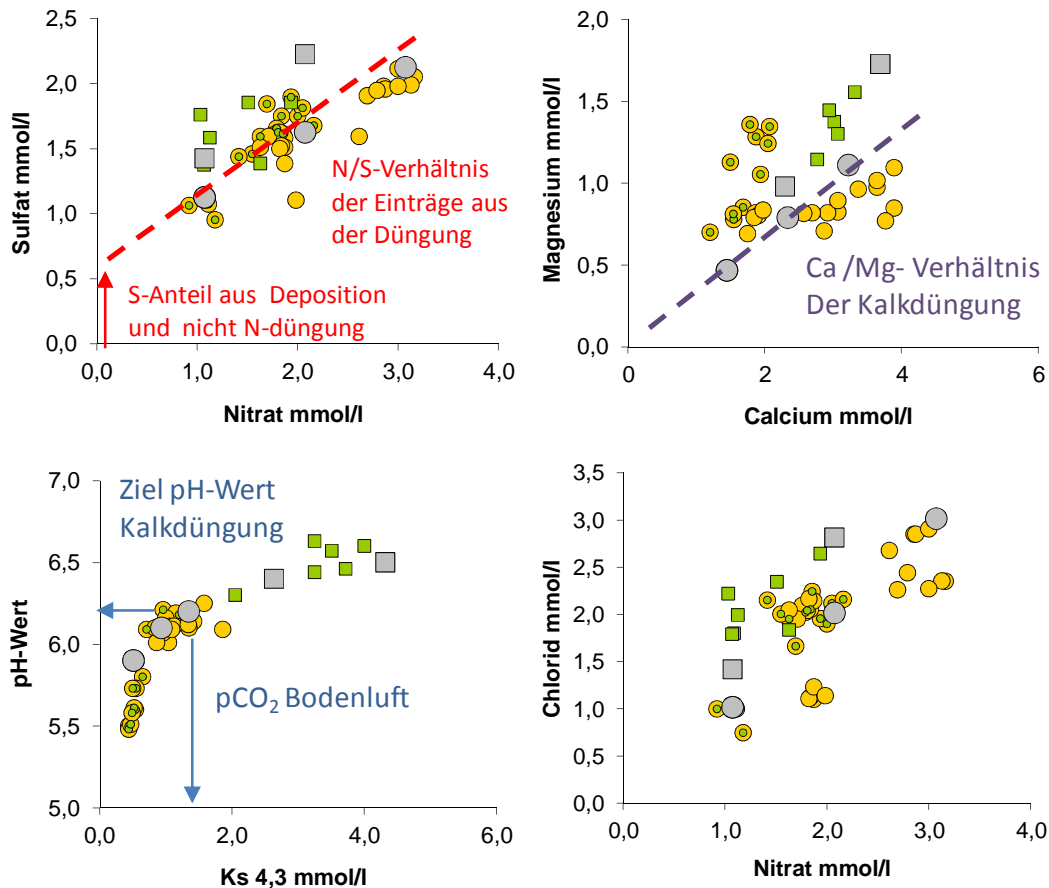


Abb. 6-6 Beispieldiagramme zur Ableitung der Spannbreite der Stoffeinträge in das oberflächennahe Grundwasser mittels hydrogeochemischer Modelle (farbige Symbole: Beschaffenheitsdaten aus oberflächenaher verfilterten Grundwassermessstellen; Vierecke: Gleyböden im Anstrombereich, Kreise: Parabraunerden, graue Symbole: modellberechnete Werte).

Umsetzung im Nicomat-Verfahren

Im Nicomat-Verfahren werden die Größen des nutzungsspezifischen Eintrags an Stickstoff und an Schwefel sowohl zeitlich nach Nutzungsperioden (Zeitschritte analog Fließzeitzone) als auch örtlich nach Flächennutzungsarten diskretisiert. Sofern Einschätzungen aus dem WGG bekannt sind, werden diese Werte in ihrer Größe und zeitlichen Entwicklung als „Startwerte“ der Kalibrierung eingesetzt. Andernfalls können regionale Größen oder Daten aus vergleichbaren WGG verwendet werden. Dieser Parameter dient im Nicomat-Verfahren als Hauptparameter der Kalibrierung (s. Kap. 5.4). Die in den einzelnen WGG und deren TEZG verwendeten Eintragswerte sind somit auch ein Ergebnis der Nicomatkalibrierung. Für Gebiete, die auch in Stufe 3 untersucht wurden, wurden die zugrunde liegenden Eintragswerte in ihren Größen miteinander abgeglichen.

Umsetzung in der Stoffflussmodellierung und in der reaktiven Stofftransportmodellierung

In der Stoffflussmodellierung werden Konzentrationen der Hauptinhaltsstoffe für die wesentlichen Nutzungsarten vorgegeben bzw. berechnet. Überschüsse aus der Düngung werden als irreversible Reaktion zugegeben. Die Sauerstoff-Konzentrationen werden über das Gleichgewicht mit dem Sauerstoff-Partialdruck der Bodenluft berechnet. Ebenso werden die Konzentrationen der Carbonatspezies (Hydrogencarbonat, Carbonat, $\text{CO}_{2(\text{aq})}$) über das Gleichgewicht mit dem CO_2 -Partialdruck berechnet, ggf. unter Berücksichtigung der Kalkdüngung auf einen bestimmten pH-Wert. Je nach Flächennutzungsart werden unterschiedliche Prozesse zur Berechnung der Stoffeinträge und der Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers berücksichtigt (Tab. 6-3).

Tab. 6-3 Hydrochemische Modellvorstellungen zur Berechnung der Beschaffenheit des neu gebildeten Grundwasser unter unterschiedlichen Flächennutzungsarten.

Flächennutzung	Berücksichtigte hydrogeochemische Prozesse
Acker	Auswaschung überschüssiger Hauptinhaltsstoffe aus Düngung und Deposition (Ammonium, Nitrat, Sulfat, Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Chlorid); Gasaustausch-Gleichgewichte mit der Bodenluft (pCO_2 , pO_2); Kalkdüngung auf Ziel-pH-Werte; Feldspatverwitterung (falls relevant); OC-Umsatz (bei semiterrestrischen Böden); Oxidation von Eisenmonosulfiden (bei Belüftung semiterrestrischer Böden)
Grünland	Auswaschung überschüssiger Hauptinhaltsstoffe aus Düngung / Deposition (s. o.); Gasaustausch-Gleichgewichte mit der Bodenluft (pCO_2 , pO_2); Kalkdüngung auf Ziel-pH-Werte; Feldspatverwitterung (falls relevant); OC-Umsatz (bei semiterrestrischen Böden); Oxidation von Eisenmonosulfiden (bei semiterrestrischen Böden)
Wald	Auswaschung überschüssiger Hauptinhaltsstoffe aus der Deposition; Gasaustausch-Gleichgewichte mit der Bodenluft (pCO_2 , pO_2); Aluminiumhydroxosulfatphasen-Gleichgewichte auf basenarmen Standorten; Feldspatverwitterung (falls relevant); OC-Umsatz (bei semiterrestrischen Böden); Oxidation von Eisenmonosulfiden (bei semiterrestrischen Böden)
Siedlung	Auswaschung überschüssiger Hauptinhaltsstoffe aus Düngung/ Deposition (Modelldünger: „Blaukorn“); Gasaustausch-Gleichgewichte mit der Bodenluft (pCO_2 , pO_2); Kalkdüngung auf Ziel-pH-Werte; Feldspatverwitterung (falls relevant)
Oberflächenwasser	Beschaffenheit gemäß Analytik, OC-Umsatz bei der Passage der hyporheischen Zone

Wie in Kap. 3.1 beschrieben, nimmt Ackernutzung in den meisten Gebieten den größten Flächenanteil ein, gefolgt von Waldgebieten. In der folgenden Abbildungsserie sind die für Nutzungsarten Acker und Wald in den Untersuchungsgebieten abgeleiteten Beschaffenheiten des oberflächennahen Grundwassers zusammengestellt (ausgewählte Parameter: Nitrat, Sulfat und Hydrogencarbonat, Abb. 6-7). Die Anleitung umfasst jeweils die mit Messwerten in den einzelnen Gebieten belegte Spannbreite in den Nitratkonzentrationen.

Erwartungsgemäß zeigten sich unter Ackerstandorten mit terrestrischen Böden die höchsten Nitratkonzentrationen, während semiterrestrische Standorte niedrigere Nitratkonzentrationen aber insgesamt höhere und stärker streuende Sulfat- und Hydrogencarbonatkonzentrationen aufweisen.

Unter Waldflächen neugebildete Grundwässer konnten nur in wenigen Einzugsgebieten geeignete Grundwassermessstellen identifiziert und ausgewertet werden. Hier zeigen sich (mit Ausnahme eines Gebietes am Niederrhein) nitrat- und sulfatarme neu gebildete Grundwässer, die auch nur geringe Hydrogencarbonatkonzentrationen aufweisen. Aufgrund der meist hohen Flächenanteile und der Höhe der Nitrateinträge sind Ackerflächen auf terrestrischen Standorten die Hauptquelle für die Nitrateinträge in die Grundwasserleiter.

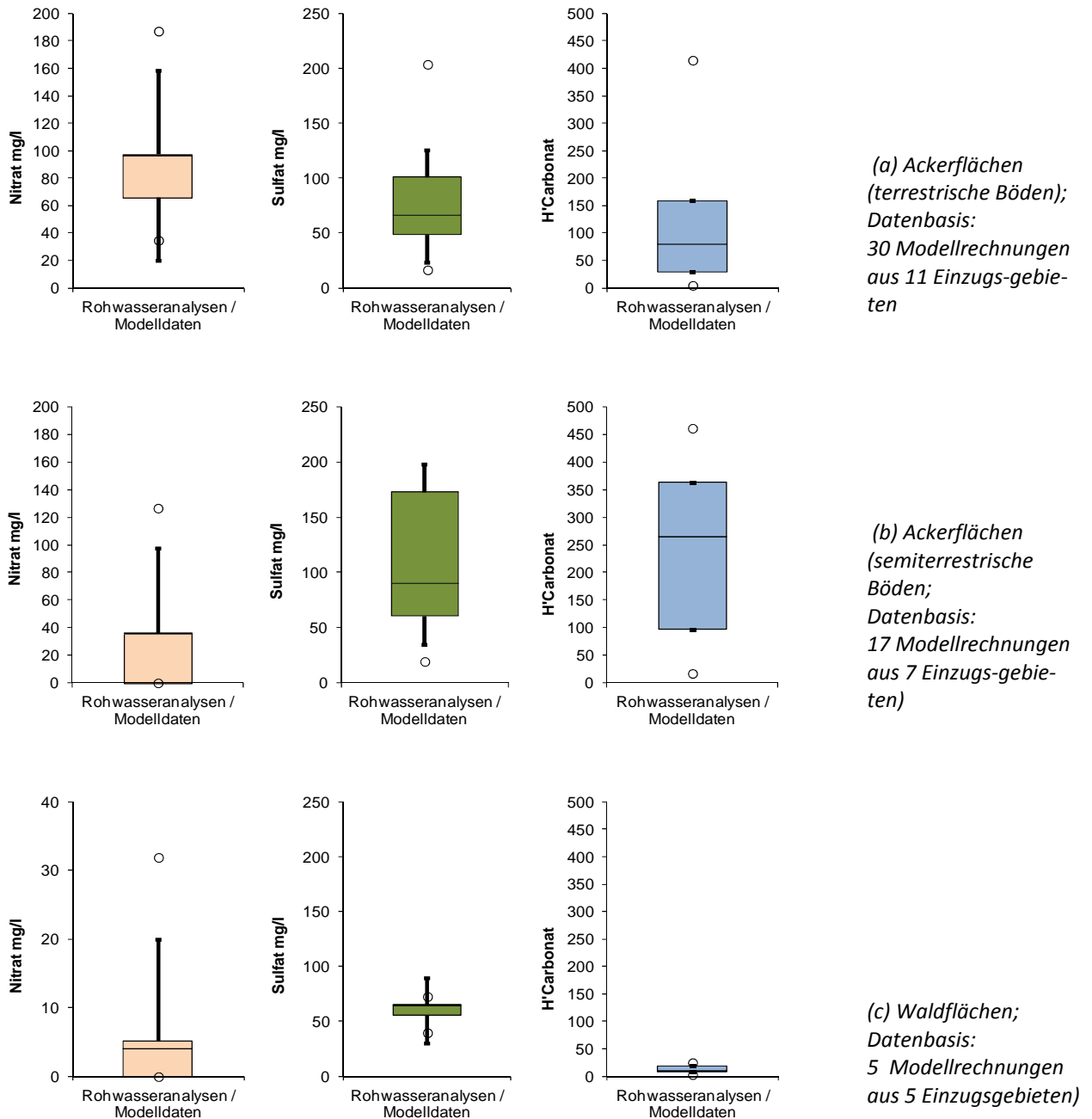


Abb. 6-7 Spannbreite der Nitrateinträge in den Untersuchungsgebieten der Stufe 3 im Box-Whisker-Plot für (a) Ackerflächen (terrestrische Böden), (b) Ackerflächen (semiterrestrische Böden), (c) Waldflächen – abgeleitet aus der Beschaffenheit oberflächennaher Grundwässer in den Untersuchungsgebieten (Der Box-Whisker-Plot zeigt den Median, die Quartile und die Spannweite der Daten; 50 % der Daten liegen innerhalb der „Box“).

In der reaktiven Stofftransportmodellierung werden die gleichen Prozesse zur Berechnung der Beschaffenheit des neu gebildeten Grundwassers berücksichtigt, im Unterschied zur Stoffflussmodellierung wird der Eintrag der überschüssigen Stoffe aus der Düngung aber mit der zeitlichen Entwicklung der N-Einträge verknüpft, so wie sie auch im Nicomat hinterlegt ist. Damit ergibt sich in der reaktiven Stofftransportmodellierung eine kontinuierliche Entwicklung aller Einträge über die Zeit (siehe Kap. 6.3).

6.3 Zeitliche Entwicklung der Einträge

Stickstoffverbindungen sind wichtige Pflanzennährstoffe, die über die Düngung auf landwirtschaftlichen Nutzflächen ausgebracht werden, um die Bodenfruchtbarkeit und damit die Erträge und die Qualität von Ernteprodukten zu sichern. Über die atmosphärische Deposition tragen auch weitere Quellen (Verkehr, Haushalte, Tierproduktion) zum Stickstoffeintrag auf landwirtschaftlichen Flächen bei. Die Stickstoffdüngung landwirtschaftlicher Nutzflächen und die aus der überschüssigen Stickstoffdüngung resultierende Auswaschung von Nitrat aus der durchwurzelten Bodenzone und der anschließende Eintrag in das Grundwasser haben sich im Lauf der letzten Jahrzehnte erheblich verändert. Bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts blieb der Verbrauch an Stickstoffdüngern in der Landwirtschaft relativ gering und nahm dann rapide zu (Haber & Salzwedel in Magoulas & al. 1996).

Zur Bestimmung des Stickstoffüberschusses wird die Differenz zwischen der Stickstoffzufuhr durch Mineral-, Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdünger, Leguminosen-N-Bindung und atmosphärischer Deposition und der Stickstoffabfuhr über pflanzliche und tierische Erzeugnisse ermittelt. Bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche ergibt sich aus der Differenz zwischen Stickstoffzufuhr und -abfuhr der mittlere Überschuss pro Flächeneinheit. Aus unterschiedlichen Quellen stammende Daten zur zeitlichen Entwicklung des durchschnittlichen Stickstoffüberschusses auf landwirtschaftlichen Nutzflächen sind für die Bundesrepublik Deutschland und für die Bundesländer Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Hessen in Abb. 6-8 zusammengestellt. Vergleichbare Kurven werden von Bach (2005 zitiert in Haakh 2006) für die BRD und Baden-Württemberg vorgestellt. Hierbei zeigt sich ein deutlicher, weitgehend linearer Anstieg des jährlichen Stickstoffüberschusses von $< 20 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ zu Beginn der 1950er Jahre auf ca. $120 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ (BRD) Anfang der 1980er Jahre. Für Nordrhein-Westfalen hält der Anstieg bis in die Mitte der 1980er Jahre an und erreicht einen Wert von $170 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ (Die sprunghafte Abnahme Anfang der 1990er Jahre in den Daten für NRW ist höchstwahrscheinlich auf unterschiedliche Bilanzierungsmethoden zurückzuführen). Bis zum Jahr 2000 wird ein Niveau von rund $120 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ gehalten.

Ziel war es, den als Nachhaltigkeitsindikator für die umweltverträgliche landwirtschaftliche Produktion in Deutschland herangezogenen jährlichen Stickstoffüberschuss bis zum Jahr 2010 auf $80 \text{ kg}/\text{ha}$ zu senken (Statistisches Bundesamt 2008). In der W 104 (DVGW 2004) wird sogar ein Wert von $40 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ angestrebt. Der Indikatorenbericht des Statistischen Bundesamtes (2008) gibt an, dass dieser Indikator sich zwar in die richtige Richtung entwickelt, aber im Zieljahr bei unveränderter Fortsetzung des Trends der letzten fünf Jahre der Zielwert von $80 \text{ kg}/\text{ha}$ um über 20 % überschritten würde. Der aktuelle Indikatorenbericht weist für 2009 einen Stickstoffüberschuss von $87 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ aus (Statistisches Bundesamt 2012).

Im Rahmen des Vorhabens wurden für die durchgeführten Prognosen unterschiedliche Nitrat-eintrags-szenarien definiert, in denen eine Abnahme der Nitratreinträge („Best case“), konstante Nitrat-einträge („Status quo“) oder ein Anstieg der Nitratreinträge („Worst case“) hinsichtlich der Auswirkungen auf die Rohwasserbeschaffenheit untersucht wurde.

Der Stickstoffüberschuss pro Flächeneinheit ist eine Maßzahl für die potenziellen Nitratreinträge in das Grundwasser, allerdings darf dieser Wert nicht mit dem tatsächlichen Eintrag in das Grundwasser gleichgesetzt werden, da es je nach standörtlichen Verhältnissen in der ungesättigten Zone zur Denitrifikation kommt. Da im Boden die Denitrifikation bei Nitratkonzentrationen über $40 \text{ mg}/\text{l}$ konzentrationsunabhängig erfolgt (El-Demerdash & Otto 1983, Chalamet 1985, Payne 1985, Starr & Parlange 1975, Focht 1974,

alle zitiert in Mehranfar 2003), kann zumindest für eine intensive landwirtschaftliche Nutzung von einer Korrelation des Stickstoffüberschuss und von Nitratkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser ausgegangen werden. Somit kann aus der zeitlichen Entwicklung der Stickstoffüberschüsse eine begründete Schätzung der Entwicklung der Nitratkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser abgeleitet werden. Generell wird für die Nitratkonzentrationen in der Grundwasserneubildung unter Ackerflächen von einem deutlichen Anstieg vom Beginn der 1950er Jahre bis Mitte der 1980er Jahre ausgegangen. Dieses Eintragsniveau wird seit dem im Wesentlichen gehalten, wobei verstärkte Grundwasserschutzmaßnahmen seit Anfang der 1990er Jahre zu einer Abnahme der Einträge geführt haben können. Je nach Aufenthaltszeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone kann diese Kurve entlang der Zeitachse verschoben sein. Diese idealisierte Konzentrationsentwicklung wurde für alle zeitlich aufgelösten Modellrechnungen eingesetzt und über den Abgleich mit der Zielfunktion angepasst.

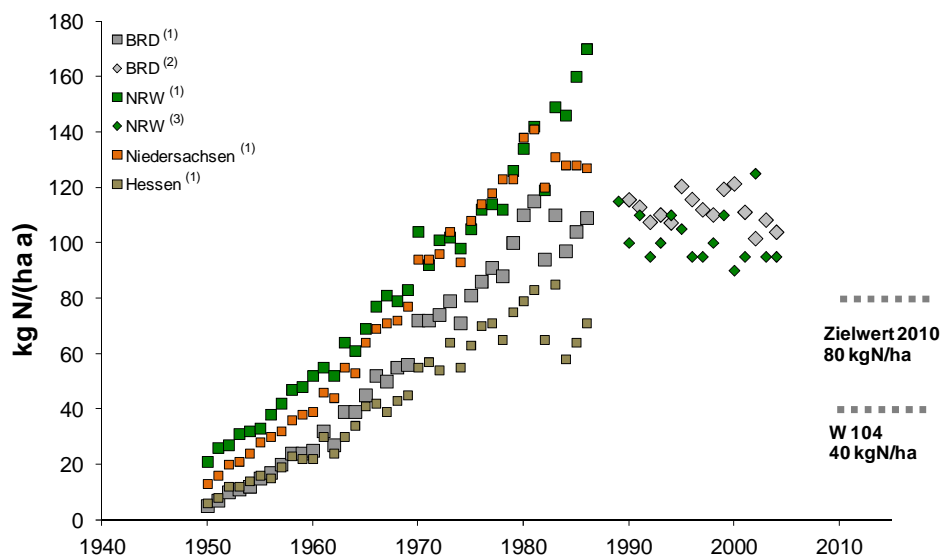


Abb. 6-8
Historische Entwicklung des Flächenbilanzüberschusses für Stickstoff (Daten zusammengestellt aus (1) Köster & al. 1988, (2) UBA 2007, (3) LANUV 2009). Für die Entwicklung der Nitrateintragskonzentrationen wird ein tendenziell ähnlicher Verlauf angenommen.

Umsetzung im Nicomat-Verfahren

Im Nicomat-Verfahren werden die ins Grundwasser eingetragenen Stoffmengen an Nitrat und Sulfat als Frachten von Stickstoff und Schwefel definiert (Einheit $\text{kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$). Dabei werden den 6 Hauptkomponenten des N- und S-Eintrages (s. Kap. 5.5, Tab. 5.3) im Nicomat-Programm plausible Werte aus der lokalen oder regionalen Kenntnis oder Abschätzung zugewiesen (Abb. 6-9). Die Parameter können örtlich (nach Flächennutzungstypen und Bodenarten im Einzugsgebiet) und zeitlich (nach Flächennutzungsperioden analog Fließzeitzone) diskretisiert werden. Die resultierenden Saldi der N- und S-Frachten werden mit der nutzungsspezifischen Grundwasserneubildung des Gebietes verrechnet und ergeben die Konzentration von Nitrat und Sulfat im Grundwasser (Abb. 6-10). Unter Berücksichtigung etwaiger Stoffumsätze durch Denitrifikationsprozesse wird die retrospektive Konzentrationsentwicklung mit der Zielfunktion (Messdaten zur Beschaffenheitsentwicklung des Rohwassers) verglichen und durch sinnvolle Anpassung der Eintragsdaten kalibriert. Mit den kalibrierten Werten wird die Eintragsfunktion rechnerisch in die Zukunft projiziert, im "Status quo" werden dabei die Eintragswerte des aktuellen Istzustands beibehalten. Durch Modifikation der zukünftigen Eintragsdaten können Szenarien definiert und berechnet werden, deren Größen bestimmte Maßnahmen in der Flächenbewirtschaftung repräsentieren können („Best case“, „Worst case“, s. Kap. 4.1).

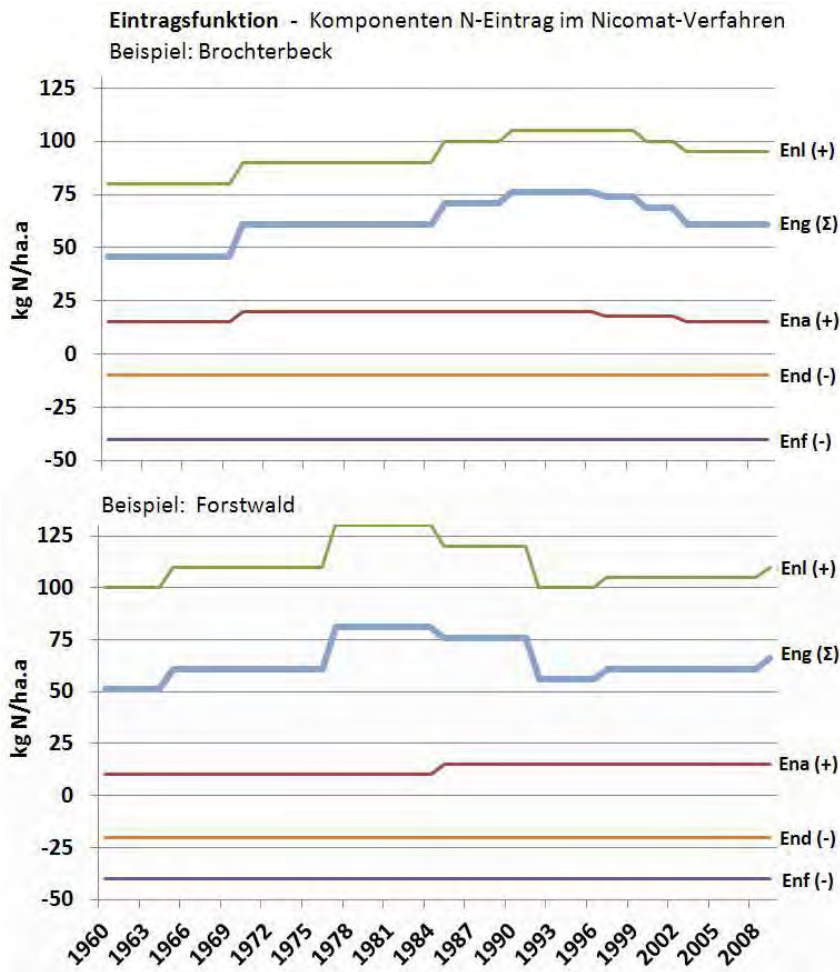


Abb. 6-9

Beispiele für Eintragsfunktionen im Nicomat-Verfahren: hier N-Eintrag auf Acker-Flächen (positive und negative Bilanz-Komponenten in (kg N/(ha·a))).

Enl (+) = Nutzungsspezifischer Eintrag (z.B. landwirtschaftlicher Eintrag durch Düngung),
Ena (+) = atmosphärische N-Deposition,
End (-) = Denitrifikation in der ungesättigten Zone,
Enf (-) = Entzug durch Pflanzen (z.B. Ernte),
Eng (Σ) = Komponenten-Saldo = N-Eintrag ins Grundwasser;
hier unberücksichtigt: zusätzliches Freisetzungspotenzial (z.B. durch Grünlandumbrüche).

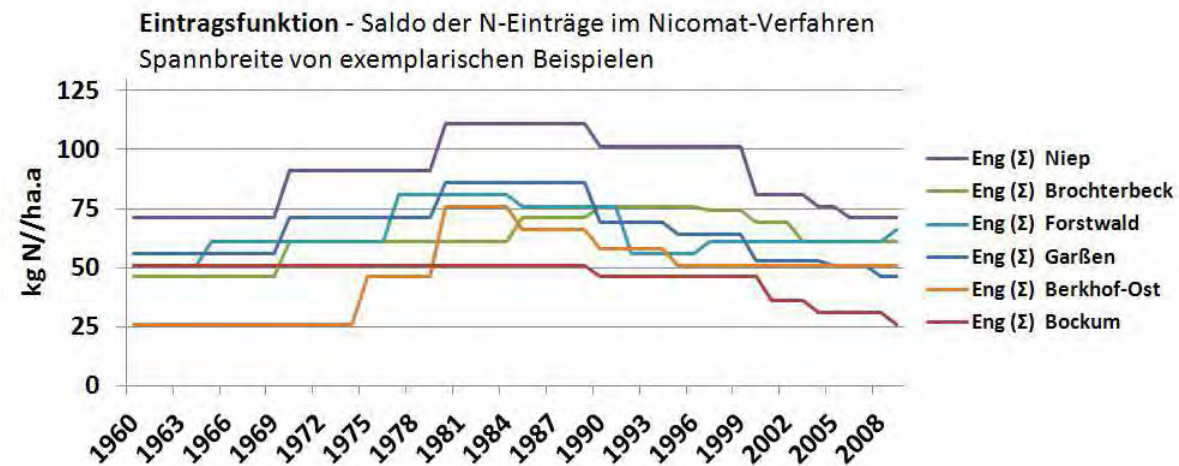


Abb. 6-10 Eintragsfunktion im Nicomat-Verfahren: N-Saldo (Hauptkomponenten ohne Berücksichtigung besonderer Freisetzungspotenziale), die ausgewählten Beispiele zeigen die Spannbreite der Werte.

Umsetzung in der reaktiven Stofftransportmodellierung

Die reaktive Stofftransportmodellierung erfordert eine zeitlich differenzierte Eingabe der Beschaffenheit der neu gebildeten Grundwässer in den einzelnen Modellstromröhren (siehe Kapitel 5.6). Hierzu wird ein ähnlicher Ansatz wie im Nicomat-Verfahren verwendet, in dem der N-Bilanzüberschuss über die Grundwasserneubildungsrate in eine Nitrateintragskonzentration umgerechnet wird (genereller Rechengang: Abb. 6-1). Zeitlich differenzierte nutzungspezifische Stoffeinträge, in der auch die Entwicklung der Deposition (Stickstoff und Schwefel; Abb. 6-4) berücksichtigt werden, werden in den sich ebenfalls über die Zeit in ihrer Beschaffenheit ändernden Niederschlägen gelöst (Abb. 6-2). Damit werden auf der vierten Stufe sowohl die Änderung der Niederschlagsbeschaffenheit und die Höhe der Deposition als auch die Änderung der nutzungsabhängigen Stoffeinträge berücksichtigt. Beispielhaft ist die Änderung der Nitrateinträge unter Ackerflächen in den Gebieten der Stufe 4 in Abb. 6-11 dargestellt.

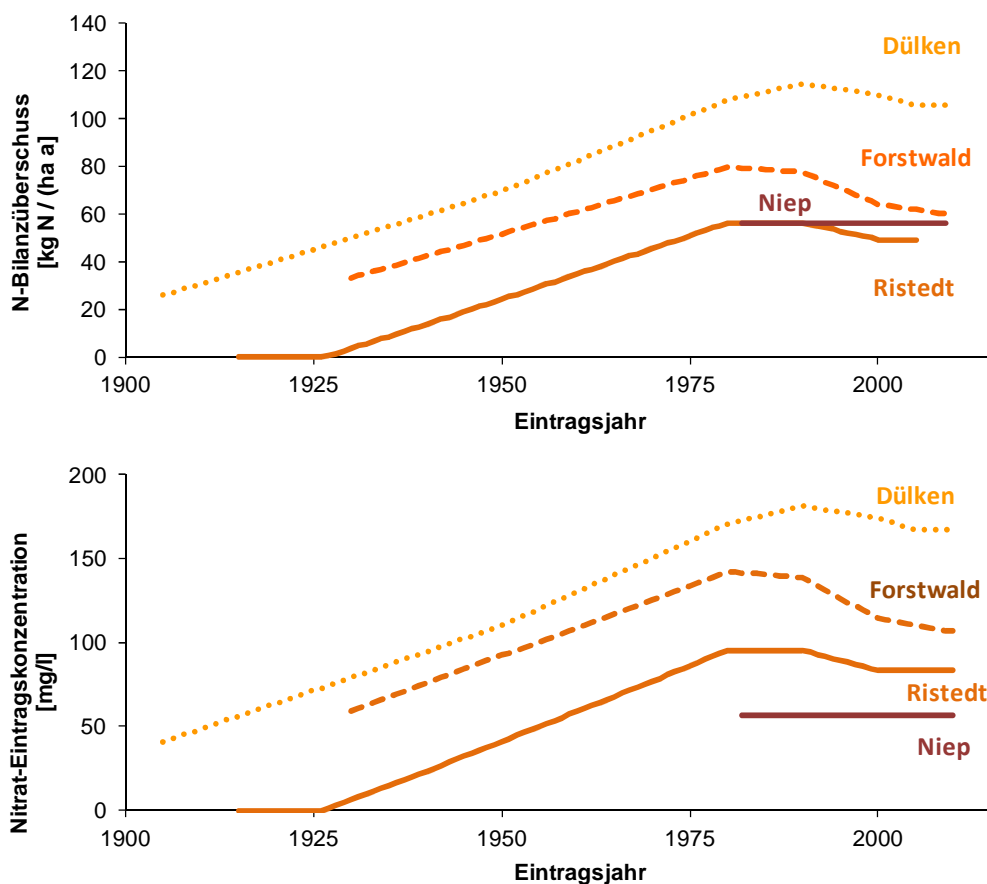


Abb. 6-11 Vergleich der Nitrateintragsentwicklungen in den Gebieten der Stufe 4.

Wie bereits in der Stoffflussmodellierung werden die übrigen Stoffeinträge über feste Ionen-Verhältnisse (Beispiel Stickstoff-Schwefel-Verhältnis, s. Abb. 6-6) berücksichtigt bzw. über Gleichgewichtsreaktionen berechnet. Die Sauerstoff-Konzentrationen werden über das Gleichgewicht mit dem Sauerstoff-Partialdruck der Bodenluft berechnet. Ebenso werden die Konzentrationen der Carbonatspezies (Hydrogencarbonat, Carbonat, $\text{CO}_{2(\text{aq})}$) über das Gleichgewicht mit dem CO_2 -Partialdruck berechnet, ggf. unter Berücksichtigung der Kalkdüngung auf einen bestimmten pH-Wert. Je nach Flächennutzungsart werden unterschiedliche Prozesse zur Berechnung der Stoffeinträge und der Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers berücksichtigt (s. Tab. 6-3).

6.4 Geochemische Bilanzierung der ungesättigten Zone mit dem Candy-Modell

In den im Rahmen des Projektes angewandten Verfahren der Bearbeitungsstufe 2, 3 und 4 (Nicomat-Verfahren: Kap. 5.4, Stoffflussmodellierung: Kap. 5.5 und reaktive Stofftransportmodellierung: Kap. 5.6) werden als Eingangsdaten über Flächennutzung und Bodentyp regionalisierte Stickstoff-/ Nitrateinträge verwendet, um die Nitratkonzentrationen im Grundwasser zu ermitteln. Die Kalibrierung der Einträge erfolgt in allen drei Modellansätzen unter Berücksichtigung der Nitratumsatzprozesse im Grundwasserleiter anhand der Beschaffenheit des Rohwassers.

In ausgewählten Wassergewinnungsgebieten mit hinreichender Datengrundlage sollen mit Hilfe des Simulationsprogrammes CANDY die Kohlenstoff- und Stickstoffumsätze in der ungesättigten Bodenzone errechnet und bilanziert werden, um die verwendeten Eingangsdaten für den Eintrag auf landwirtschaftlich genutzten Flächen zu überprüfen. Ziel dieser Teilaufgabe ist es also, zur Validierung der Eintragsfunktionen der Nitratlieferung beizutragen bzw. zu prüfen, in wie weit dies mit den zur Verfügung stehenden Datengrundlagen der ausgewählten WGG möglich ist.

Methodik

Das Modell CANDY („Carbon and Nitrogen Dynamics“) bildet die Stoffflüsse und Umsätze von Stickstoff und organischer Substanz (Kohlenstoff) in der ungesättigten Bodenzone und deren zeitliche Veränderung (Dynamik) auf der Grundlage von Wetterablauf, Landnutzung und Bodeneigenschaften einschließlich Temperatur und Wassergehalt ab. Es beschreibt die C- und N-Umsätze in definierten Bodenprofilen als eindimensionale Prozesse. Es wurde bereits erfolgreich in Studien zur Quantifizierung von Stoffausträgen und -umsätzen in der ungesättigten Zone und auch zur Ableitung von Indikatoren für eine umweltgerechte Landnutzung eingesetzt (Franko & al. 1997, 2001, 2006, 2007; Franko & Schenk 2001; Volk & al. 2000; Franko 1997).

Das eigentliche Simulationsmodell wird ergänzt durch eine ACCESS-Datenbank, die Informationen zu den erforderlichen Parametern, zum Modellantrieb sowie zu Anfangswerten und zu verarbeitenden Messreihen enthält (Abb. 6-12). Daneben kann CANDY auch GIS-orientiert unter Verwendung der entsprechenden Datenformate (shape, dbase) arbeiten.

Die Modellierung der Bodenprozessdynamik umfasst folgende Teilprozesse:

- meteorologische Bedingungen (Zugriff auf Datenbank oder Generierung von Datensätzen),
- Korrektur der gemessenen Niederschläge,
- Bodenwasserdynamik (Infiltration, Perkolation, potenzielle und reale Evaporation),
- Bodentemperaturdynamik (Oberflächentemperatur, Wärmeleitung des Bodens),
- Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen (u.a. Quantifizierung der mineralischen N-Düngung),
- Bestandsentwicklung (Verlauf von Bedeckungsgrad und Verlauf von Wurzeltiefe, Ermittlung des N-Bedarfs),
- Umsatz von organischer Substanz (Mineralisierung und Humifizierung),
- Stickstoffdynamik (Aufnahme, Auswaschung, Mineralisierung, Immobilisierung, gasförmige Verluste, symbiotische N-Bindung).

Die dazu erforderlichen Eingabedaten sind:

- Bodenparameter je definierte Schichteinheit des Bodenprofils (Horizont): Trockenrohddichte, Trockensubstanzdichte, permanenter Welkepunkt, Feldkapazität, Feinanteilgehalt (Ton- und Feinschluff) und gesättigte hydraulische Leitfähigkeit.

- Meteorologische Daten (jeweils Tageswerte): Lufttemperatur (2 m über Gelände), Niederschlag, Globalstrahlung, Sonnenscheindauer (Globalstrahlung wird verwendet, bei Bedarf modellintern aus Sonnenscheindauer und geographischer Breite errechnet).
- Bewirtschaftungsdaten (im günstigsten Fall tagesgenau): Informationen zur Bodenbearbeitung, mineralischer und organischer Düngung, Anbau (Aufgang und Ernte) und eventuelle Beregnung.

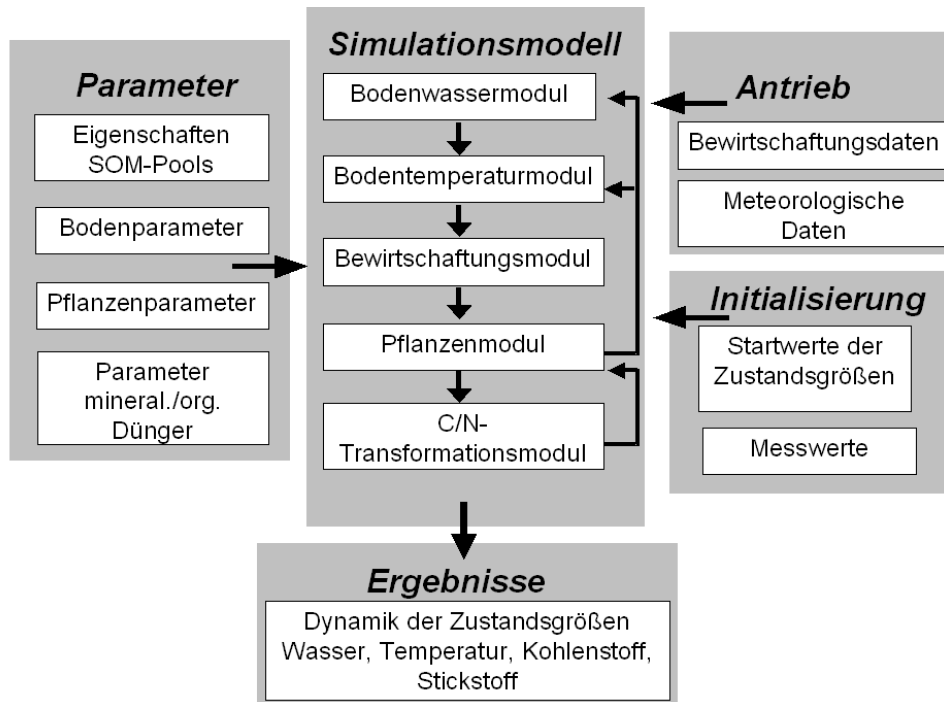


Abb. 6-12 Modularer Aufbau des CANDY-Modells (Schema).

Häufig können die Bewirtschaftungsdaten aus den Aufzeichnungen der Landbewirtschaftler, z. B. aus Ackerschlagkarteien, extrahiert werden. Damit ist u. U. eine teilflächenspezifische Modellierung der Stoffflüsse möglich. Stehen die erforderlichen Daten nicht oder nur lückenhaft zur Verfügung, müssen für die Erzeugung der notwendigen Eingangsdaten plausible Annahmen getroffen werden, um das Modell zu nutzen. Die so aufgestellten Szenarien sollten folgende Anforderungen erfüllen:

- Abbildung der Anbauverhältnisse,
- Berücksichtigung des Viehbesatzes,
- Abbildung der mittleren Erträge und Düngerzugaben.

Bilanzierung der Stoffeinträge mit dem Candy-Modell (Zusammenfassung der Ergebnisse)

Die CANDY Modellierung erfolgte für die WGG Forstwald (14), Brochterbeck (9) und Bockum (19). Dabei wurden entsprechend der Datenverfügbarkeit verschiedene Modellierungstechniken eingesetzt.

Für das Gebiet Forstwald lagen im Wesentlichen statistische Daten zur Landnutzung vor, aus denen plausible Fruchtfolgen einschließlich der Zuordnung organischer Dünger aufgestellt wurden. Diese Fruchtfolgen wurden mit den Daten zum Boden und zum Wetter für das Gebiet kombiniert und ergaben unter diesen Bedingungen einen mittleren jährlichen N-Austrag mit dem Sickerwasser in Höhe von 25 kg N/ha. Da keine Untersuchungsergebnisse zur Humusversorgung vorlagen, wurde hier mit Schätzungen gearbeitet. Die in der Ergebnisauswertung dargestellte hohe Korrelation zwischen Nitratkonzentration im neu gebildeten Grundwasser und der Veränderung der Humusvorräte ($r = 0.92$) soll an dieser Stelle die Bedeutung regelmäßiger Bodenuntersuchungen für eine Beurteilung der Landnutzung im Hinblick auf den N-Haushalt hervorheben.

Für das Gebiet Brochterbeck waren regionale Informationen verfügbar, so dass CANDY im GIS-Modus benutzt werden konnte. In diesem Fall werden Karten für Boden und Landnutzung (Schläge) kombiniert, um auf diese Weise die Heterogenitäten im Gebiet zu erfassen. Allerdings war der Datensatz - wie in allen drei Gebieten - unvollständig und musste durch plausible Annahmen bzw. Erfahrungswerte ergänzt werden. Die mittlere jährliche N-Fracht im Sickerwasser betrug im Untersuchungszeitraum (2006-2009) für das Gesamtgebiet 30 kg/ha, wobei 38 kg N/ha auf Acker und 22 kg N/ha auf Grünland entfallen.

Das WGG Bockum konnte ebenfalls unter Verwendung des CANDY-GIS-Moduls modelliert werden. Von den vorliegenden regionalen Landnutzungsdaten wurden die Parzellen selektiert, die im WGG liegen und für die mindestens für 9 Jahre eine Fruchtfolge vorlag. Durch dieses Verfahren wurde für 208 Schläge die Bodennutzung für 1996-2009 als Prototyp zusammengestellt. Die danach noch bestehenden Lücken in den Fruchtfolgen wurden mit Erfahrungswerten unter Annahme der „guten fachlichen Praxis“ gefüllt. Zu Erträgen und Düngungsmengen lagen mittlere Angaben vor. Für die Modellierung wurden die Erträge im unteren Bereich verwendet, da auch die aufgewandten Düngermengen relativ gering waren und im Modell mit ‚normalen‘ N-Gehalten der Ernteprodukte gerechnet wurde. Die für den Stoffhaushalt relevanten N-Entzüge sollten daher im realistischen Bereich liegen. Die modellierte N-Fracht in Richtung Grundwasser beträgt als mehrjähriger Mittelwert 22 kg N/ha. Der langjährige modellierte Mittelwert von Nitrat im Sickerwasser für das gesamte Gebiet liegt bei 40 mg/l und entspricht damit sehr gut dem gemessenen Mittelwert von 39 mg/l. Dies trifft auch für den zeitlichen Verlauf dieser Größe zu (Abb. 6-13).

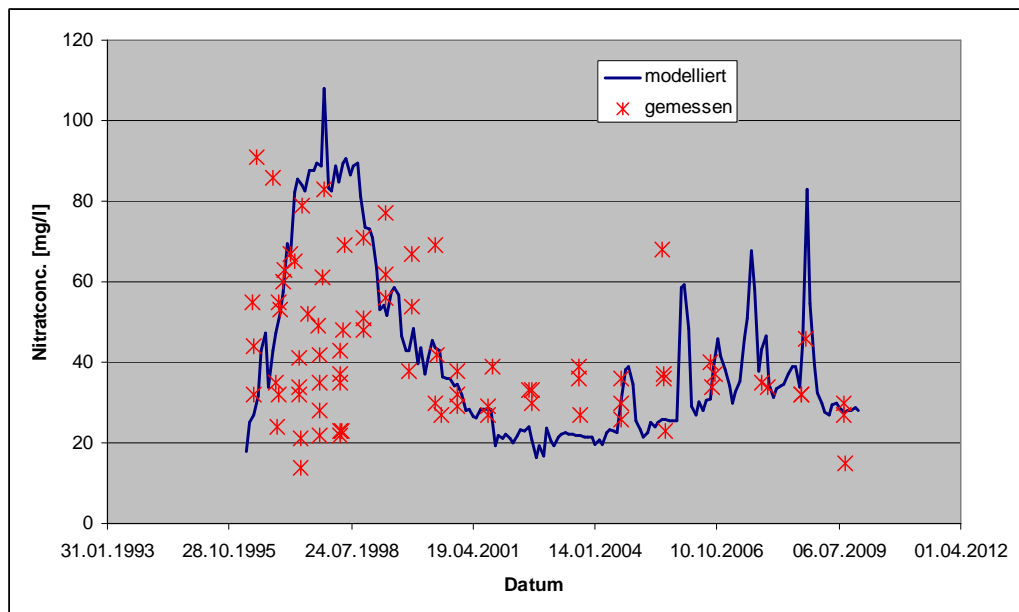


Abb. 6-13

Vergleich von gemessenen und modellierten Nitratwerten im WGG Bockum.

Zusammenfassend kann eingeschätzt werden, dass sich das CANDY-Modell für eine Prognose des N-Haushaltes eignet, wenn ausreichend begründete Daten vorliegen. Der Bedarf an Eingabedaten ist allerdings hoch. Eine deutliche Verbesserung der Modellqualität wäre sicher möglich, wenn in den Gebieten eindeutige Kartierungen der Landnutzung kontinuierlich fortgeschrieben würden und die Daten der Bodennutzung zu Düngermengen, Kulturen, Erträgen und Bodenbearbeitung in einheitlichen Schlagkarteien vorlägen. Zusätzlich sind regelmäßige Bodenuntersuchungen – vor allem zum Humushaushalt – erforderlich, um längerfristig gültige Prognosen mittels Modellrechnungen ableiten zu können. Wie sich im Fall des WGG Bockum zeigt, stellen die Monitoring-Ergebnisse zum Nitratgehalt im Sickerwasser eine sehr gute Möglichkeit zur Modellvalidierung dar.

7 Methodenentwicklung zur Charakterisierung und Quantifizierung des Nitratabbauvermögens

7.1 Zielsetzung




Die bislang zur Verfügung stehenden analytischen Ansätze zur Charakterisierung und Quantifizierung des Nitratabbauvermögens (Kap. 2.3) erfordern meist eine große Anzahl von kostenintensiven Bohrungen und/ oder Probenahmen und nachgeschalteten Untersuchungen, um das im Grundwasserleiter vorhandene Nitratabbauvermögen räumlich differenziert zu erfassen. Die Mehrzahl der analytischen Methoden befindet sich derzeit zudem in der wissenschaftlichen Entwicklung und wird erst langsam in die Praxis eingeführt. Zudem wiesen die Analyseverfahren bislang zu hohe Nachweis- und Bestimmungsgrenzen auf. Gerade im Falle eines an niedrige Gehalte an Pyrit (oder auch organisch gebundenem Kohlenstoff) gebundenen und deshalb schnell aufzuzehrenden Nitratabbauvermögens ist eine zuverlässige analytische Bestimmung erforderlich.

Im Zuge des Forschungsvorhabens wurden deswegen neue Methoden zur Charakterisierung und Quantifizierung des Nitratabbauvermögens entwickelt, die sich soweit möglich auf die bei den Wasserversorgungsunternehmen vorliegenden Daten zur Roh- und Grundwasserbeschaffenheit stützen sollten. Die Ergebnisse der entwickelten praxisnahen Methoden wurden im Rahmen des Vorhabens auch mit vorhandenen analytischen Methoden verglichen und auf ihre Plausibilität hin geprüft.

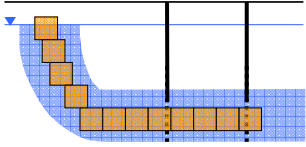
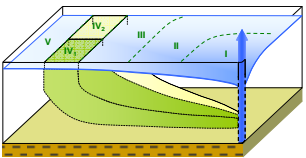
7.2 Methodenübersicht

Im Rahmen des F&E-Vorhabens wurden vier Methodenansätze entwickelt, um das Nitratabbauvermögen in Grundwasserleitern zu charakterisieren bzw. zu quantifizieren. Diese Methoden bauen aufeinander auf, um die Aussagekraft und Aussagequalität der Ergebnisse zu stärken und zu verbessern. Nicht die beste Methode wird durch dieses Vorgehen ausgewählt, sondern aus der Kombination sämtlicher Methoden wird eine realitätsnahe Vorstellung über das Nitratabbauvermögen und die Umsetzungsprozesse entwickelt. Für einige der vorgestellten Methoden müssen zusätzliche Kenntnisse (u. a. Grundwasserströmung, Bodennutzung und/oder Redoxprofilmessungen) im betrachteten Wassergewinnungsgebiet vorliegen, um die Methodik einsetzen zu können. Die erarbeiteten Methoden werden in Tab. 7-1 kurz vorgestellt. In den Folgekapiteln werden die Ergebnisse aus der Anwendung der Methoden in den einzelnen Untersuchungsgebieten zusammenfassend beschrieben.

Tab. 7-1 Übersicht über die entwickelten Methoden zur Charakterisierung und Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in Grundwasserleitern.

Methode 1a: Stoffbilanz Einzugsgebiet (aktuell) “überschlägige Nitratbilanz”		
	Bilanzierung mittlerer Nitrateinträge über die Grundwasserneubildung und der derzeitigen Nitrat austräge über das Rohwasser unter Berücksichtigung der mittleren Aufenthaltszeit des Grundwassers. Verwendung eines Formblattes.	+ Schnell + Einfach (Formblatt) – Keine räumliche und zeitliche Differenzierung – Unsicherheit bzgl. Abschätzung mittlerer Nitrateinträge
<u>Resultate:</u> <ul style="list-style-type: none"> • aktuelle Nitrat abbauleistung des Grundwasserleiters • Qualitative Aussage, ob Nitrat abbau im Grundwasserleiter abläuft 		
Methode 1b: Stoffbilanz Einzugsgebiet (retrospektiv)		
	Bilanzierung der zeitlichen Entwicklung der mittleren Nitrateinträge über die Grundwasserneubildung und der mittleren Nitrat austräge über das Rohwasser unter Berücksichtigung der mittleren Aufenthaltszeit des Grundwassers.	+ Zeitlich differenziert – Räumlich nicht differenziert – Hohe Unsicherheit bzgl. retrospektiver Abschätzung mittlerer Nitrateinträge
<u>Resultate:</u> <ul style="list-style-type: none"> • Zeitliche Entwicklung der Nitrat abbauleistung des Grundwasserleiters • Abschätzung der bisher erbrachten Abbauleistung • Abschätzung der Mindesteinträge 		
Methode 1c: Stoffbilanz Teileinzugsgebiete (aktuell und retrospektiv)		
	Bilanzierung mittlerer Nitrateinträge über die Grundwasserneubildung und Nitrat austräge über das Rohwasser (aktuell: für Bezugsjahre – entsprechend Methode 1a; retrospektiv: unter Berücksichtigung der zeitlichen Entwicklung – entsprechend Methode 1b) unter Berücksichtigung der mittleren Aufenthaltszeit des Grundwassers für ein oder mehrere Teil-einzugsgebiete.	+ Schnell + Einfach o Räumlich gering differenziert – Unsicherheit bzgl. Abschätzung mittlerer Nitrateinträge
<u>Resultate:</u> Räumlich etwas differenziertere Angaben zur aktuellen oder zur zeitlichen Entwicklung der Nitrat abbauleistung des Grundwasserleiters und zu den bisher erbrachten Nitrat abbauleistungen in den Teil-einzugsgebieten.		

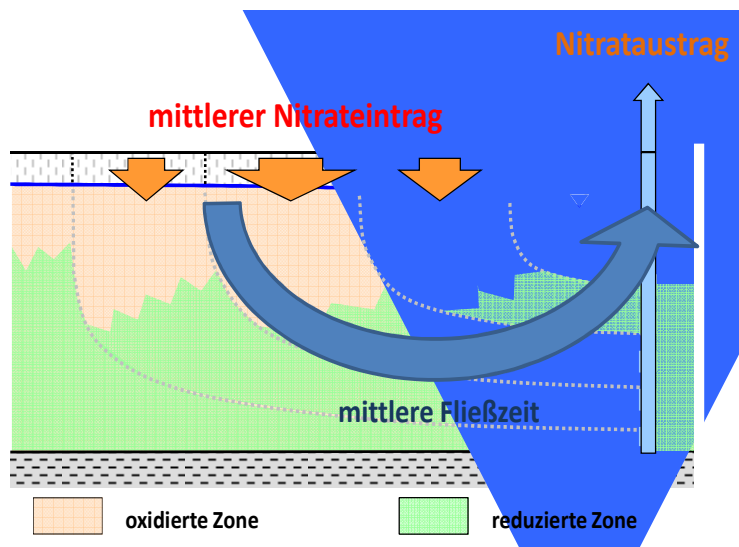
Methode 2a: Tiefenverlagerung von Redoxsprüngen (lokal)		
	<p>Auswertung von mehrjährigen Tiefenprofil-aufnahmen der Redoxpotenziale für eine voll verfilterte Grundwassermessstelle. Konstruktion einer Stromröhre aus zwei Stromlinien, welche die Tiefenlage des Redoxsprungs bei Messbeginn und bei Messende schneiden. Über eine Abschätzung des Nitratintrags kann für das in der Zeit zwischen den Messzeitpunkten durchströmte Volumen der Stromröhre im Anstrom der Messstelle der bis zum vollständigen Abbau von Nitrat umgesetzte Pyritgehalt abgeleitet werden. Verbesserung der Methode durch Messungen mit einer Multi-Parameter-Sonde möglich (Eh, pH, Nitrat, LF).</p>	<ul style="list-style-type: none"> + Lokale Aussagen + Nutzbar für Prognosen – Daten selten vorh. – Unsicherheit bzgl. Abschätzung mittlerer Nitratinträge
<p><u>Resultate:</u> Abschätzung des Nitratabbaupotenzials im Nahbereich einer Messstelle</p>		
Methode 2b: Tiefenverlagerung von Redoxsprüngen (integral)		
	<p>Durch Auswertung von mehrjährigen Tiefenprofil-aufnahmen der Redoxpotenziale in voll verfilterten Grundwassermessstellen wird das mittlere jährliche Volumen der Nitrat-abbauzone im Einzugsgebiet abgeschätzt, in dem das Nitratabbaupotenzial vollständig verbraucht wurde. Über eine Abschätzung der Nitratinträge kann auf den erfolgten Umsatz an Pyritschwefel geschlossen werden.</p>	<ul style="list-style-type: none"> + Nutzbar für Prognosen o Gemittelte Aussage für ein Einzugsgebiet – Daten selten vorh. – Unsicherheit bzgl. Abschätzung mittlerer Nitratinträge
<p><u>Resultate:</u> Abschätzung des mittleren Abbaupotenzials des Grundwasserleiters im Bereich der Abbaufont</p>		
Methode 3a: Stoffumsätze entlang einer Stromröhre (Vorgabe irreversibler Reaktionen)		
	<p>Ermittlung des Stoffumsatzes durch hydro-geochemische Nachmodellierung der entlang einer Stromröhre gemessenen Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit durch Vorgabe und Anpassung irreversibler Stoffumsätze.</p>	<ul style="list-style-type: none"> + Räumlich differenziert + Nutzung aller Beschaffenheitsparameter – Unsicherheit bzgl. Abschätzung mittlerer Stoffeinträge
<p><u>Resultate:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Identifizierung und Quantifizierung hydrogeochemischer Prozesse • Ermittlung der Nitratabbauleistung und Berechnung von Stoffumsätzen • Aufzeigen räumlicher Unterschiede in den hydrogeochemischen Eigenschaften des GWLs 		

Methode 3b: Stoffumsätze entlang einer Stromröhre (zeitlich-diskretisiert, Reaktionskinetik)		
	<p>Reaktionskinetisch gesteuerte Stoffumsätze (Reaktivität von organisch gebundenem Kohlenstoff) entlang einer Stromröhre werden durch Nachmodellierung der gemessenen Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit mit einem reaktiven Stofftransportmodell ermittelt.</p>	<ul style="list-style-type: none"> + Räumlich differenziert + Nutzung aller Beschaffenheitsparameter – Aufwändige Rechnung – Benötigt GW-Strömungsmodell – Unsicherheit bzgl. Abschätzung mittlerer Stoffeinträge
<p><u>Resultate:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Räumlich-differenzierte Ableitung der Reaktionskinetik von OC • Änderung der Nitratabbauleistung über die Zeit und Fließstrecke • Abschätzung proximaler Umsätze und unter Umständen des proximalen Nitratabbauvermögens im Grundwasser (proximal = im Anstrom einer Messstelle) 		
Methode 4: Stoffumsätze im Einzugsgebiet		
	<p>Das mit unterschiedlichen Methoden (1-3) charakterisierte und quantifizierte Nitratabbauvermögen (reaktive Vorräte, Umsatzraten) wird in einem reaktiven Stofftransportmodell räumlich differenziert abgebildet und die Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit retrospektiv unter Berücksichtigung aller relevanten hydrogeochemischen Prozesse berechnet. Anpassung der vorgegebenen Vorräte und Umsätze über den Abgleich mit der gemessenen Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit im Rahmen einer Parameterstudie.</p>	<ul style="list-style-type: none"> + Prognosetauglich – komplexe, aufwändige Modellierung
<p><u>Resultate:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Untergrenze reaktive Pyritgehalte • Zusammenwirken der Abbauprozesse • Prognose zur Entwicklung der Nitratkonzentration im Rohwasser unter Berücksichtigung der Zehrung des Nitratabbauvermögens und der Reaktionskinetik bei einer Denitrifikation durch FeS₂ und OC. 		

7.3 Stoffbilanzierung

Methoden 1a / 1b / 1c

Die Stoffbilanzierung als Methode zur Quantifizierung der Nitratabbauleistung basiert auf der Änderung des Stoffflusses zwischen Stoffaustrag und Stoffeintrag im gesamten Einzugsgebiet einer Wassergewinnung oder in einem Teileinzugsgebiet (Rechengang und Beispielanwendung können Kap. 5.3 entnommen werden und sind in Abb. 7-1 skizziert). Aus der Differenz zwischen mittleren Nitratreinträgen und zeitlich entsprechenden Austrägen über das Rohwasser wird die Abbauleistung des Grundwasserleiters abgeleitet, absolut in Tonnen Nitrat pro Jahr und als abgebauter Anteil der Eintragskonzentration. Als Zeitspanne zwischen dem Eintrag mit der Neubildung und dem Austrag mit der Brunnenförderung wird die mittlere Grundwasserfließzeit (Verweildauer T) verwendet.



Δm = Nitratabbauleistung [t/a] oder [%]

$\Delta m = m(E) - m(A)$

$m(E)$ = mittlerer Nitratreintrag im EZG [t/a]

$m(A)$ = Nitrataustrag über das Rohwasser

$[t/a] = \text{mittlere gemessene Nitratkonzentration im Rohwasser [mg/l]} \times \text{Entnahmerate [m}^3/\text{a]} \times 1\text{E-6}$

Abb. 7-1 Prinzipskizze zur überschlägigen Nitrat-Stoffbilanz.

Die mittlere Verweilzeit (τ) sorgt für die Zeitäquivalenz zwischen Stoffeintrag und Stoffaustrag, so dass zum Beispiel für die Stoffbilanz bei einer mittleren Verweilzeit von 10 Jahren die gemessene Stoffmenge im geförderten Rohwasser aus dem Jahr 2010 mit der angenommenen Stoffmenge in der Grundwasserneubildung aus dem Jahr 2000 verrechnet wird. Die mittlere Verweilzeit lässt sich entweder mit einem Grundwasserströmungsmodell oder überschlägig anhand folgender Formel berechnen:

$$\begin{aligned}
 \tau &= \frac{\text{Wasservolumen des Reservoirs [m}^3\text{]}}{\text{Entnahmemenge [m}^3 \text{ a}^{-1}\text{]}} \\
 &= \frac{\text{Größe des Einzugsgebietes [m}^2\text{]} \times \text{mittlere Mächtigkeit [m]} \times \text{Porosität}}{\text{Entnahmemenge [m}^3 \text{ a}^{-1}\text{]}} \\
 &= \frac{10.000.000 \text{ m}^2 \times 20 \text{ m} \times 0,25}{5,0 \text{ Mio. m}^3 \text{ a}^{-1}} \\
 &= 10 \text{ Jahre}
 \end{aligned}$$

Die Anwendung der Stoffbilanz erstreckt sich auf drei mögliche Ansätze. Bei Methode 1a wird für das aktuelle Jahr die Nitratabbauleistung des Grundwasserleiters anhand eines Formblattes ermittelt (Kap. 5.3). Mit Methode 1b wird die Stoffbilanz retrospektiv für das gesamte Wassergewinnungsgebiet aufgestellt, die Methodik der Grobbilanzierung wird auf den gesamten Förderzeitraum des Rohwassers ausgeweitet. Hierzu muss für die in der Bilanz berücksichtigten Flächennutzungsarten die bisherige Entwicklung der Einträge geschätzt werden. Diese Schätzung ist mit erheblichen Unsicherheiten verbunden. Unter der

Annahme, dass die Abbauleistung eines Grundwasserleiters in Folge der Irreversibilität der Abbauprozesse nur abnehmen kann, erlaubt diese Methode aber eine erste Schätzung zur Entwicklung der Einträge.

Ergebnisse

Für alle im Rahmen des Forschungsvorhabens untersuchten Gebiete wurde die Methode 1a angewendet. Die relative Nitrat-Abbauleistung beschreibt den Anteil der eingetragenen Nitratfracht, die im Grundwasserleiter abgebaut wird. Abb. 7.2 fasst die aktuellen Nitrat-Abbauleistungen in den untersuchten Gebieten in Form einer Häufigkeitsverteilung zusammen.

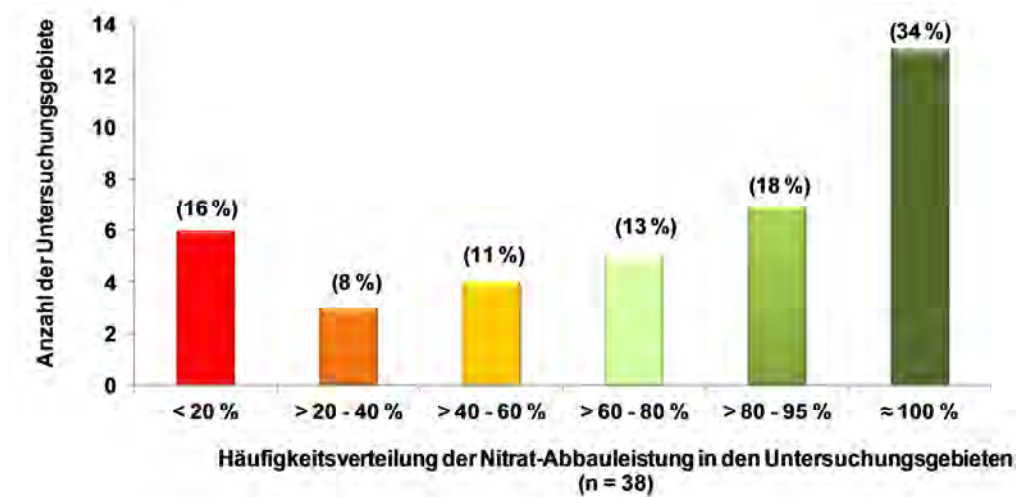


Abb. 7-2 Häufigkeitsverteilung der aktuellen Nitrat-Abbauleistung in den Untersuchungsgebieten (Datengrundlage: 38 Untersuchungsgebiete).

In rd. einem Drittel der untersuchten Gebiete erfolgt ein vollständiger Nitrat-Abbau und etwa die Hälfte der Gebiete weist eine hohe Nitrat-Abbauleistung von über 80 % auf. In diesen Gebieten werden somit über 80 % des eingetragenen Nitrats im Grundwasserleiter abgebaut. Je ein Viertel der Untersuchungsgebiete weist mittlere Nitrat-Abbauleistungen zwischen 40 und 80 % bzw. geringe Abbauleistungen (< 40 %) auf. In diesen Gebieten erreicht bereits ein nennenswerter Teil des eingetragenen Nitrats bzw. der überwiegende Teil die Förderbrunnen.

Mit dieser Methode wird nur die gegenwärtige Abbauleistung der wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleiter ermittelt. Eine Vorhersage über die Dauer der Nitrat-Abbauleistung ist nicht möglich.

Die Methoden 1b und 1c wurden für 6 WGG angewendet. Dabei werden die Annahmen zur Stoffbilanzierung auf den Zeitraum der Grundwasserförderung ausgeweitet und der Nitratreintrag mit einer Chlorid-Bilanz korrigiert. Hierbei zeigt sich, dass die Nitrat-Abbauleistung und der Nitratreintrag über einen langen Zeitraum stabil sind (Abb. 7-3). Allerdings treten in einigen langzeitlichen Stoffbilanzierungen deutliche Sprünge auf, die vermutlich eher auf eine hohe Unsicherheit bei der Abschätzung der mittleren Nitratreinträge als auf eine Änderung der Nitrat-Abbauleistung zurückzuführen sind. Insgesamt zeigt sich in den untersuchten WGG eine leichte Tendenz einer langfristigen Abnahme der Nitrat-Abbauleistung. Die Abschätzung der Eingangsparameter ist für die langzeitliche Stoffbilanzierung für Stufe 1b und 1c wesentlich ungenauer als bei Stufe 1a, so dass die langzeitliche Änderung der Nitrat-Abbauleistung mit dieser Methode nicht zufriedenstellend bestimmt werden kann.

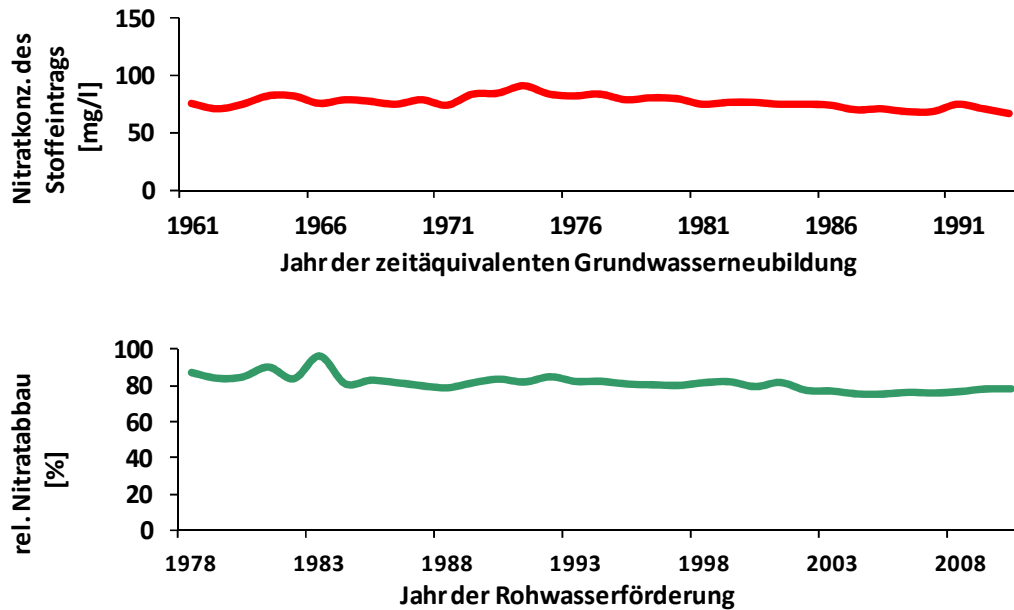


Abb. 7-3 Relative Nitratabbauleistung mit entsprechender Nitratkonzentration in der Grundwasserneubildung von Brunnen 6 im WGG Ristedt für den Förderungszeitraum von 1978 – 2010.

Plausibilitätsprüfung

Aus den Stoffbilanzen für die WGG geht eine Abschätzung zur Nitratabbauleistung und zum Nitrategie hervor. Beide Größen können – für die Gebiete der dritten Bearbeitungsstufe – mit den Ergebnissen der Stoffflussmodellierungen verglichen werden. Die Stoffflussmodellierung (Kap. 5.5) geht ebenfalls von flächennutzungsdifferenzierten mittleren Einträgen aus und berechnet daraus – ohne zeitliche Auflösung aber unter Berücksichtigung der hydrogeochemischen Prozesse im Grundwasserleiter – die Beschaffenheit des Rohwassers. Kalibriert an der aktuellen Rohwasserbeschaffenheit liefert die Stoffflussmodellierung u.a. den mittleren Nitrategie und die mittlere Nitratabbauleistung für ein Wassergewinnungsgebiet. Diese Ergebnisse können direkt mit den Ergebnissen der überschlägigen Nitrategie verglichen werden. Der Ergebnisvergleich ist in den Teildiagrammen der Abb. 7-4 dargestellt.

Die mit unterschiedlichen Methoden ermittelten Nitratabbauleistungen zeigen eine hinreichend gute Übereinstimmung ($R^2 = 0,47$), wobei für 2 Wassergewinnungsgebiete eine deutliche Abweichung auftritt. Ansonsten liegt bei der Stoffbilanzierung die Nitratabbauleistung tendenziell höher als bei der Stoffflussmodellierung. Dies ist auf eine insgesamt eher zu hohe Schätzung der Nitrategie auf der ersten Stufe zurückzuführen. Der geschätzte Nitrategie der Stoffbilanzierung zeigt dennoch eine gute Übereinstimmung im Vergleich zu dem aus der Rohwasserbeschaffenheit rückgerechneten Nitrategie aus der Stoffflussmodellierung ($R^2 = 0,57$). Die Abschätzungen der Stoffbilanzierung liegen ungefähr in der Größenordnung der Ergebnisse der Stoffflussmodellierung. Somit kann die Nitratabbauleistung und der zeitäquivalente Nitrategie bereits auf der ersten Stufe in guter Näherung ermittelt werden.

Die Stoffbilanzierung kann als eine erste Methode verwendet werden, um die Nitratabbauleistung und den Nitrategie in ein WGG grob abzuschätzen.

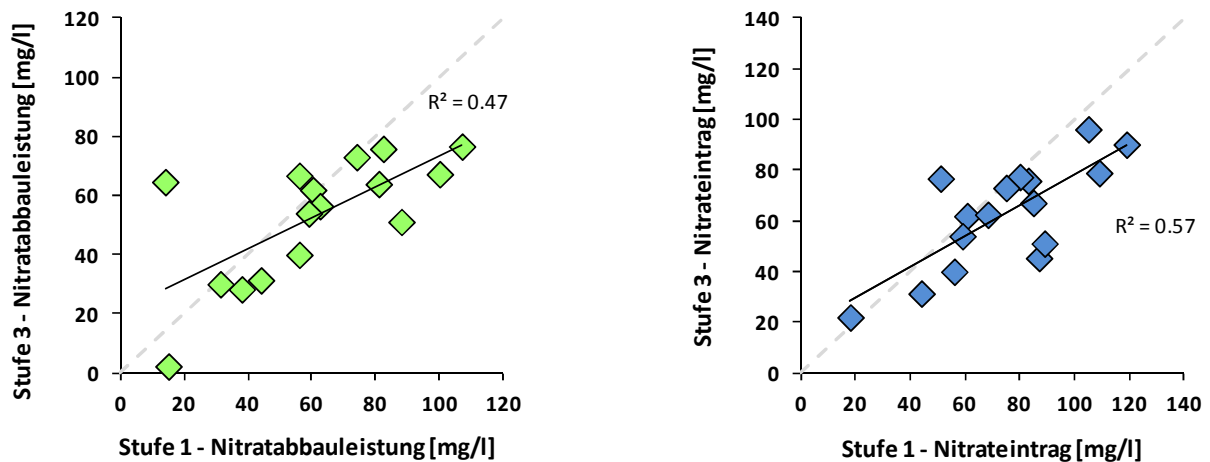


Abb. 7-4 Vergleich der Nitratabbauleistung und des Nitrateintrags für 16 WGG zwischen der Bearbeitungsstufe 1 - Stoffbilanzierung und der Bearbeitungsstufe 3 - Stoffflussmodellierung.

7.4 Verlagerung von Redoxfronten

Methode 2a / 2b

In vollverfilterten Grundwassermessstellen können Redoxmessungen genutzt werden, um die oxidierte von der reduzierten Zone zu unterscheiden. Häufig zeigt sich der Übergang zwischen beiden Zonen in einer sprunghaften Abnahme des Redoxpotenzials, sobald Pyrit im Feststoffgerüst des Grundwasserleiters vorhanden und Nitrat nicht mehr anwesend ist (Grenthe & al. 1992, Appelo & Postma 1996). Der Redoxsprung zeigt den Bereich, bei der die autolithotrophe Denitrifikation einsetzt. Im Rahmen des Vorhabens wurde eine Methode entwickelt, mit der aus gemessenen Tiefenänderungen des Redoxsprungs die Feststoffgehalte an Pyritschwefel im Grundwasserleiter abgeleitet werden können.

Als Grundlage für die zweite Methode dient die wiederholte tiefenorientierte Messung von Redoxpotenzialen (E_H -Profile) in vollverfilterten Grundwassermessstellen. Durch den autolithotropen Nitratabbau bildet sich im Untergrund eine scharfe Redoxgrenze („Redoxsprung“) aus (siehe Abb. 7-5), die insbesondere auf die mit dem Nitratabbau über Pyrit einhergehende Freisetzung von Eisen und die Ausbildung eines gut messbaren Redoxpaars ($Fe^{(III)}/Fe^{(II)}$) zurückzuführen ist.

Redox-Messungen sind fehleranfällig, da im Grundwasser oft Mischpotenziale vorliegen, die auf unterschiedliche - teilweise parallel aber mit unterschiedlichen Umsatzraten ablaufende - Redoxreaktionen zurückzuführen sind (u. a. Reduktion von O_2 , NO_3^- , Mn^{4+} - und Fe^{3+}). Oxidierende Bedingungen (> 400 mV) werden von Redoxelektroden erkannt, können aber nicht quantitativ eingeordnet werden. Aufgrund des einfachen Elektronentransfers gut messbar und oft potenzialdominierend ist das Redoxpaar $Fe^{(III)}/Fe^{(II)}$. Gelöstes Eisen $Fe(II)$ tritt erst dann im Grundwasser auf, wenn Nitrat vollständig im Grundwasser abgebaut ist: Redoxsprung bei 260 ± 20 mV.

Der Abbau des vom strömenden Grundwasser nachgelieferten Nitrats durch Pyrit führt in den Stromröhren zur Ausbildung von Redoxfronten, die infolge des Aufbrauchs des Pyrits - retardiert in Strömungsrichtung - in Richtung des Förderbrunnens wandern. Verarmt eine Stromröhre im Bereich einer Messstelle an Pyrit, wird das „Durchlaufen der Redoxfront“ als Absinken des Redoxsprungs beobachtet.

Die Zehrung von Pyrit führt zu Verlagerung dieses Redoxsprungs in Grundwasserfließrichtung. In vollverfilterten Grundwassermessstellen kann zwar nur die vertikale Komponente beobachtet werden, mehrjährige Beobachtungszeiträume erlauben aber ein Erkennen der Tiefenverlagerung eines Redoxsprungs. Über die jährliche Tiefenverlagerung und über eine Abschätzung der mittleren Nitrateinträge im Wassergewinnungsgebiet kann anhand der Stöchiometrie der lithotropen Denitrifikation auf den mittleren Pyritgehalt in der derzeit nitratabbauenden Schicht des Grundwasserleiters geschlossen werden.

Der Vorteil dieser Methode liegt in der schnellen und einfachen Messung. Nachteilig ist, dass mehrjährige Messreihen vorliegen müssen, um eine Entwicklung der Redoxzonierung eines Grundwasserleiters beobachten zu können. Ein weiterer Nachteil ist die geringe Sensibilität des Messverfahrens und die daraus resultierenden Fehler bei Messung und Interpretation.

Ergebnisse

Das IWW misst seit mehreren Jahren in einem WGG Redoxprofile in ausgewählten Grundwassermessstellen. Im Grundwasserleiter tritt in den meisten Messstellen ein Redoxsprung zwischen einer oberen oxidierten und einer unteren reduzierten Zone auf (Abb. 7.5). In der oxidierten Zone weist das Grundwasser E_H -Werte zwischen 400 und 700 mV auf. Weiterhin liegen Sauerstoffkonzentrationen von wenigen mg/l und Nitratkonzentrationen bis über 150 mg/l vor. In der reduzierten Zone ist das Grundwasser bei E_H -Werten unterhalb von 260 mV sauerstoff- und nitratfrei. Durch langanhaltenden Nitratedeintrag verschiebt sich der Redoxsprung in die Tiefe und zeigt somit den Verlust des Nitratabbauvermögens an (Abb. 7-6, Abb. 7-7).

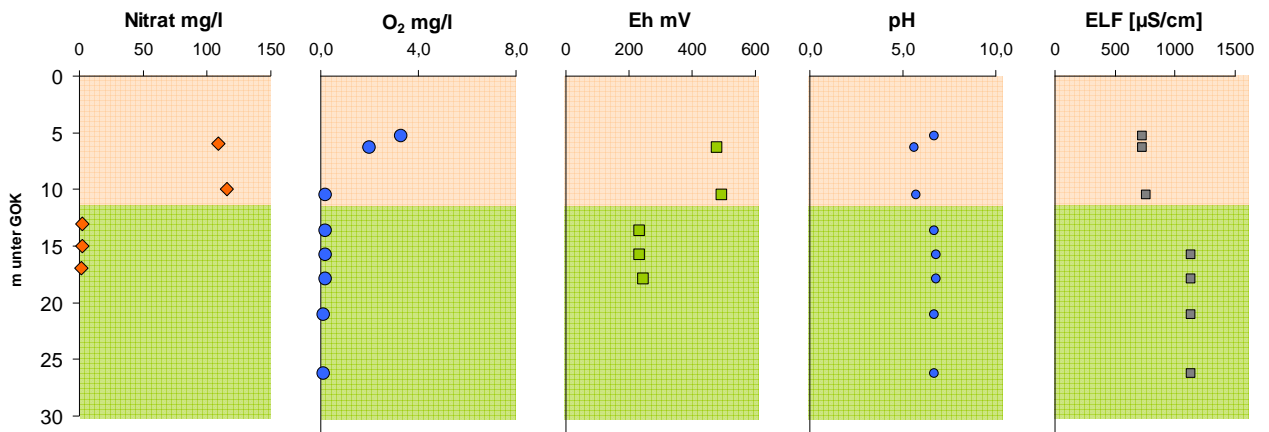


Abb. 7-5 Teufenprofile für fünf hydrogeochemische Parameter in einer vollverfilterten Grundwassermessstelle (Beprobungsdatum: November 2011) im WGG Forstwald.

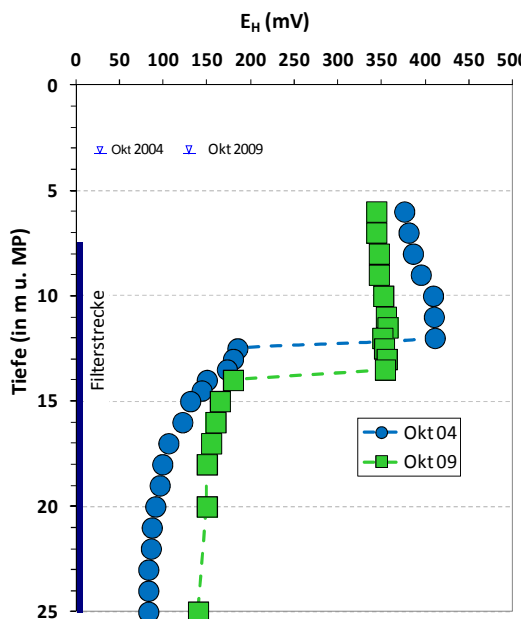


Abb. 7-6

Verlauf des gemessenen Teufenprofils des Redoxpotenzials in einer vollverfilterten Grundwassermessstelle zwischen Oktober 2004 und 2009.

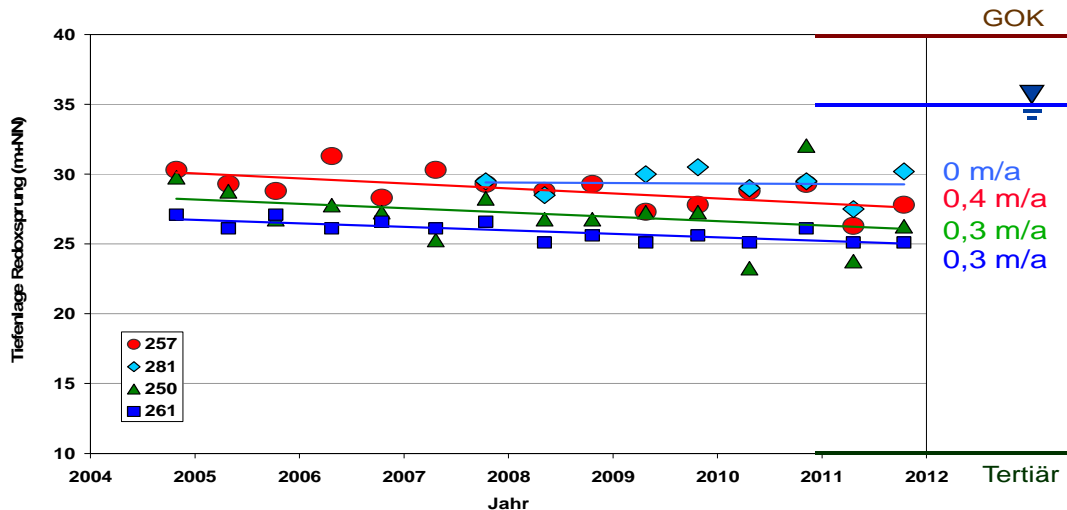


Abb. 7-7 Halbjährliche Messung der Tiefenlage der Redoxfront in vier GWM am Niederrhein zwischen 2004 und 2011 (IWW, unveröffentlichte Ergebnisse). Die Regressionsgeraden zeigen eine jährliche (vertikale) Verlagerungsgeschwindigkeit der Redoxfront zwischen 0 und 0,4 m/a im quartären Grundwasserleiter (GOK = Geländeoberkante, blauer Strich = mittlere Standrohrspiegelhöhe, grüner Strich = Basis des quartären Grundwasserleiters).

Für die Berechnung wird davon ausgegangen, dass fein verteilte, geringe Gehalte an Pyrit deutlich schneller reagieren als der reaktionsträge organische Kohlenstoff. Für das Absinken des Redoxsprungs und den Verlust des Abbauvermögens in einer Schicht des Grundwasserleiters ist nur der Grundwasservolumenstrom verantwortlich, der im Einzugsgebiet neu gebildet und die Schicht durchströmt hat (Abb. 7-8):

Im langjährigen Mittel werden im untersuchten Gewinnungsgebiet ca. 3,6 Mio. m³/a Grundwasser entnommen. Aus einer Grundwasserströmungsmodellierung ist bekannt, dass ca. 20,8 % (0,75 Mio. m³/a) des entnommenen Grundwassers aus einem infiltrierenden Oberflächengewässer stammen. Dieser Volumenstrom ist nicht an dem flächenhaften Absinken des Redoxsprungs beteiligt. Geringe Nitratkonzentrationen von 10 mg/l im Rohwasser deuten an, dass nicht das gesamte neu gebildete Grundwasser die reduzierte Zone durchströmt. Es wird angenommen, dass 20 % des neu gebildeten Grundwassers (0,57 Mio. m³/a) ohne nennenswerte Denitrifikation dem Brunnen zuströmen. Für eine Abschätzung der Umsatzraten und des Abbauvermögens wird davon ausgegangen, dass flächendeckend in dem 17,3 km² großen Einzugsgebiet jedes Jahr eine 0,2 m mächtige Schicht des Grundwasserleiters ihr Nitratabbauvermögen verliert. Bei einer Porosität von $n = 0,2$ weist diese Schicht ein Feststoffvolumen von 2,77 Mio. m³ bzw. eine Masse von 7,34 Mio. t. auf.

Derzeit liegen die Nitratkonzentrationen im Rohwasser bei rd. 10 mg/l. Die mittlere Aufenthaltszeit des Grundwassers im Grundwasserleiter beträgt 22 Jahre, d. h. das heutige Rohwasser wurde im Mittel vor 22 Jahren neu gebildet und ist durch die Nitratreinträge in den 1990er Jahren geprägt. Basierend auf Daten aus Vorfeldmessstellen und vorlaufenden Untersuchungen kann für diesen Zeitraum von einer durchschnittlichen Nitratreintragskonzentration von ca. 100 mg/l ausgegangen werden.

Der Verbrauch des Abbauvermögens erfolgt somit durch einen Grundwasservolumenstrom von 2,28 Mio. m³/a, der eine Nitratkonzentration von 100 mg/l aufweist. Dies entspricht einem Stoffmassenstrom von 228 t Nitrat pro Jahr, der auf dem Weg zu den Förderbrunnen vollständig reduziert wird (Berechnung des Stoffmassenstroms für Nitrat: 2,28 Mio. m³/a x 100 g/m³ Nitrat = 228 t Nitrat/a).

Um 228 t Nitrat (= 3,68 Mio. mol Nitrat) abzubauen werden gemäß der Stöchiometrie der Abbaureaktion (Kap. 2.2) 158 t Pyrit (= 1,3 Mio. mol Pyrit) bzw. 84 t Pyritschwefel (= 2,6 Mio. mol Pyrit-S) benötigt. Bezieht man den berechneten Umsatz von 84 t Pyritschwefel auf das Gesamtgewicht der Schicht (7,34 Mio. t), die jedes Jahr ihr Abbauvermögen verliert, so erhält man den ursprünglichen Gehalt an Pyritschwefel, der vor dem „Durchlaufen“ der Abbaufont im Sediment vorhanden gewesen sein muss. Demzufolge beträgt der mittlere Gehalt des Sediments an Pyritschwefel rd. 11,5 mg S⁽⁻¹⁾/kg. Dieser Gehalt repräsentiert das schnell reagierende, kurzfristig verfügbare Nitratabbauvermögen des Grundwasserleiters in der reduzierten Zone, welches durch lang anhaltende Nitratreinträge zunehmend aufgebraucht wird.

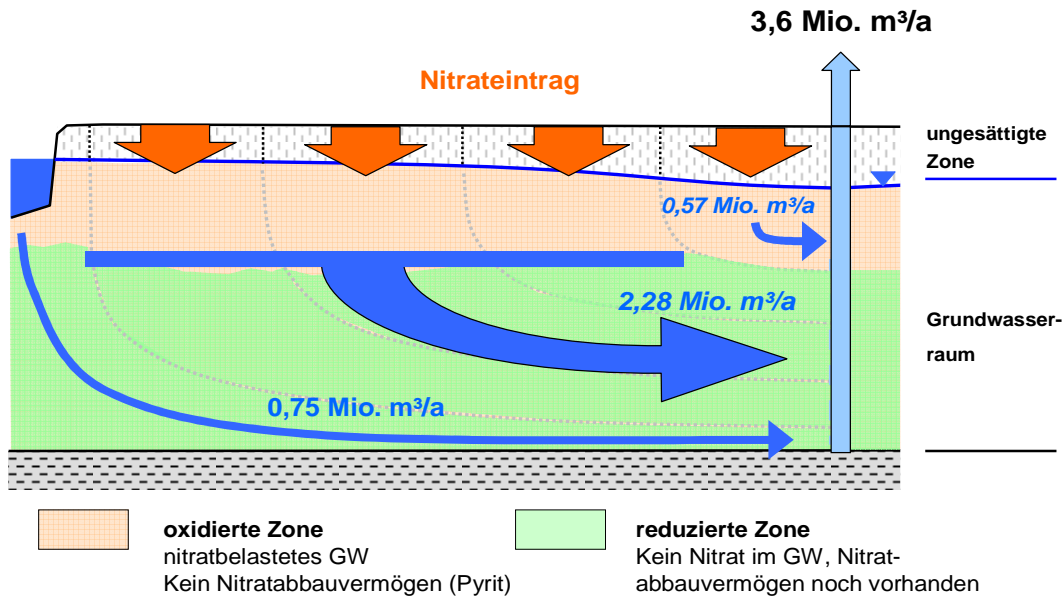


Abb. 7-8 Schematischer Profilschnitt durch das Einzugsgebiet Forstwald; kursive Zahlen zeigen Schätzwerte an.

Plausibilitätsprüfung durch Festphasenanalytik von Bohrkernproben

Aus der Berechnung der Tiefenentwicklung von Redoxsprüngen geht ein mittlerer Gehalt des Sediments an Pyritschwefel von ungefähr $11,5 \text{ mg S}^{(-1)}/\text{kg}$ hervor. Zur Überprüfung der Plausibilität dieser Abschätzung wurden in einer mehrtägigen Bohrkampagne vom Projektpartner UFZ, Department Monitoring- und Erkundungstechnologien (MET), mittels Sonic-Drill Bohrverfahren 6 Bohrkern gewonnen, die tiefenorientiert beprobt und auf ihre Gehalte an Sulfid- und Disulfid-Schwefel untersucht wurden (siehe Kap. 7.7). In den reduzierten Abschnitten der Bohrkern wurden dabei 4 Positivbefunde mit 7, 8, 13 und $31 \text{ mg S}^{(-1)}/\text{kg}$ gemessen; bei den übrigen Proben lagen die Gehalte unterhalb der Nachweisgrenze von $8 \text{ mg S}/\text{kg}$. Werden Gehalte unterhalb der Nachweisgrenze mit der Hälfte der Nachweisgrenze (Hälfte von $8 \text{ mg S}/\text{kg}$) berücksichtigt, ergibt sich für das WGG Forstwald ein mittlerer Sulfid + Disulfid-Gehalte in der reduzierten Zone von $7 \text{ mg S}/\text{kg}$. Dieser mittlere Gehalt liegt in derselben Größenordnung wie der über die Verlagerungsgeschwindigkeit der Redoxgrenze abgeschätzten Gehalte von $11 \text{ mg S}^{(-1)}/\text{kg}$.

7.5 Hydrogeochemische Modellierung der Grundwasserbeschaffenheit

7.5.1 Ableitung der Umsatzrate

Methode 3a / 3b

Hydrogeochemische Stoffflussmodelle können zur Ableitung der Nitratabbauleistung genutzt werden, indem gemessene Daten zur Grundwasserbeschaffenheit modellierend nachvollzogen werden. Dafür wird das Modellierungsprogramm PHREEQC verwendet. Durch eine Quantifizierung der relevanten hydrogeochemischen Prozesse werden Änderungen der Nitratabbauleistung über die Zeit und über die Fließstrecke nachvollziehbar dargestellt und das verfügbare Nitratabbauvermögen im Grundwasserleiter abgeschätzt. Die Modellierung mehrerer Grundwasseranalysen kann räumliche und zeitliche Unterschiede der Stoff-

umsätze für den Grundwasserleiter aufzeigen. Zusätzlich wird die Reaktionskinetik von OC abgeleitet, um den Stoffumsatz in der oxidierten Zone zu beschreiben.

Die hydrogeochemische Modellierung erfolgt in mehreren Schritten („Batches“), kann aber auch als reaktiver Stofftransport umgesetzt werden. Ausgehend von der übergeordneten hydrogeochemischen Modellvorstellung (Kap. 5.1) wird in den Modellrechnungen der Stoffeintrag in den Grundwasserleiter durch Düngemittel und atmosphärische Einträge sowie den Einfluss der Bodenzone berücksichtigt. Aufbauend auf der Ableitung der Stoffeinträge in das oberflächennahe Grundwasser (Kap. 6) wird die weitere chemische Entwicklung des neu gebildeten Grundwassers bei der Durchströmung des Grundwasserleiters berechnet. Um die gemessene Grundwasserbeschaffenheit mit dem Modell nachzuvollziehen, werden im Modell die Nitrateintragsintensität und der Umsatz an OC so variiert, dass eine hinreichende Übereinstimmung zwischen gemessener und berechneter Grundwasserbeschaffenheit erreicht wird (Kriterien für eine hinreichende Übereinstimmung zwischen gemessener und berechneter Grundwasserbeschaffenheit: pH-Wert $\pm 0,15$, Nitratkonzentration ± 5 mg/l, HCO_3^- ± 12 mg/l, elektr.Leitfähigkeit ± 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$; Sulfat, Chlorid, Calcium und Magnesium max. ± 30 %).

Der mittels Modellierung identifizierte irreversible Umsatz an OC wird über die Fließzeit vom Ort der Grundwasserneubildung bis zur Grundwassermessstelle als Rate ausgedrückt. Diese OC-Umsatzrate beschreibt den OC-Umsatz, der für den Nitratabbau und die Sauerstoffzehrung im Grundwasser benötigt wird und bildet die Grundlage zur Quantifizierung und Charakterisierung des Nitratabbaus. (Der Anteil der Sauerstoffzehrung am gesamten OC-Umsatz beträgt ungefähr 30 %. Die Sauerstoffzehrung ist dabei unabhängig von der Konzentration des gelösten molekularen Sauerstoffs). Je mehr über die Eintragsintensität und den Umsatz an OC kalibrierte, hinreichend genaue Modellierungen vorliegen, desto repräsentativer ist die OC-Umsatzrate in der oxidierten Zone.

Mit dem Piston-Flow-Modell kann die Grundwasserströmung in einem homogenen, isotropen Wassergewinnungsgebiet modellhaft beschrieben werden. Die Annahme des Piston-Flow-Modells ist, dass keine Mischungsvorgänge während der Grundwasserströmung auftreten. Das Grundwasser bewegt sich beim Piston-Flow-Modell entlang einer Stromröhre ohne Stoffaustausch mit den benachbarten Stromröhren und ohne longitudinale Dispersion durch den Grundwasserleiter. Mit diesem Ansatz kann unter Annahme einer gleichmäßigen Grundwasserströmung die Fließzeit des Grundwassers von der Grundwasserneubildung bis zu einer Grundwassermessstelle berechnet werden (Appelo & Postma 2005):

$$d(z) = M \cdot \left(1 - e^{-\frac{N \cdot t}{M \cdot n_e}}\right)$$

$d(z)$ = Filtertiefe der Grundwassermessstelle (m), M = Mächtigkeit des Aquifers (m),
 N = Grundwasserneubildung (m/a), t = Fließzeit (a), n_e = nutzbare Porosität

Unter Annahme einer gleichmäßigen räumlichen Verteilung des OC in der Stromröhre kann mit der berechneten Fließzeit aus dem Piston-Flow-Modell eine OC-Umsatzrate ermittelt werden. Durch viele Modellierungen ergibt sich eine hohe Anzahl von unterschiedlichen OC-Umsatzraten, die jeweils einzelne Stichproben darstellen. Für eine allgemeine Anwendung für den gesamten Grundwasserleiter werden die OC-Umsatzraten durch eine Monod-Kinetik beschrieben. Diese Monod-Kinetik berechnet eine OC-Umsatzrate in Abhängigkeit von der Nitratkonzentration im Grundwasserleiter (Appelo & Postma 2005):

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \left(\frac{c_s}{K_s + c_s}\right)$$

μ = OC-Umsatzrate (mmol/(l a)), μ_{\max} = maximale Umsatzrate (mmol/(l.a)),
 K_s = Halbsättigungskonstante, c_s = Konzentration des Substrats (mmol/l)

Die OC-Umsatzrate gibt an, wie viel organische Substanz durch Nitrat in einem Zeitschritt umgesetzt werden kann. Dabei wird sie aus einer maximalen Umsatzrate und der Stoffkonzentration, welche umgesetzt wird, berechnet. Für die Ermittlung der OC-Umsatzrate wird als Substratkonzentration die aus der Model-

lierung ermittelten Nitratretragskonzentrationen verwendet. Die Halbsättigungskonstante entspricht der Substratkonzentration bei 50 % der maximalen Umsatzrate und beeinflusst dadurch den Kurvenverlauf der Monod-Kinetik.

Ergebnisse

Die Reaktivität der organischen Substanz in der oxidierten Zone wurde für vier Wassergewinnungsgebiete abgeleitet, wobei ein Wassergewinnungsgebiet in zwei Stockwerke unterteilt wurde. Für die Ableitung der OC-Umsatzrate wurden je nach Wassergewinnungsgebiet Grundwasseranalysen aus 12 bis 20 Vorfeld-GWM mit PHREEQC nachmodelliert (Tab. 7-2). Dabei wurde für rd. 60 % bis über 80 % der verwendeten Analysen eine hinreichend genaue Übereinstimmung zwischen gemessener und berechneter Beschaffenheit erzielt (75 bis 172 Analysen).

Die identifizierten Umsatzraten für die oxidierte Zone sind am Beispiel des WGG Forstwald und WGG Brochterbeck als Histogramm dargestellt (Abb. 7-9 und 7-10). Die mittlere OC-Umsatzrate berücksichtigt den Sauerstoff- und Nitratabbau und liegt für die oxidierte Zone, je nach Wassergewinnungsgebiet, zwischen $0,04 \pm 0,04$ mmol/(l a) (Dülken – unteres Stockwerk) und $0,14 \pm 0,10$ mmol/(l a) (Forstwald) vor (Tab. 7-2). Dementsprechend werden während einer Grundwasserfließzeit von 10 Jahren zwischen 15 und 50 mg/l Nitrat abgebaut.

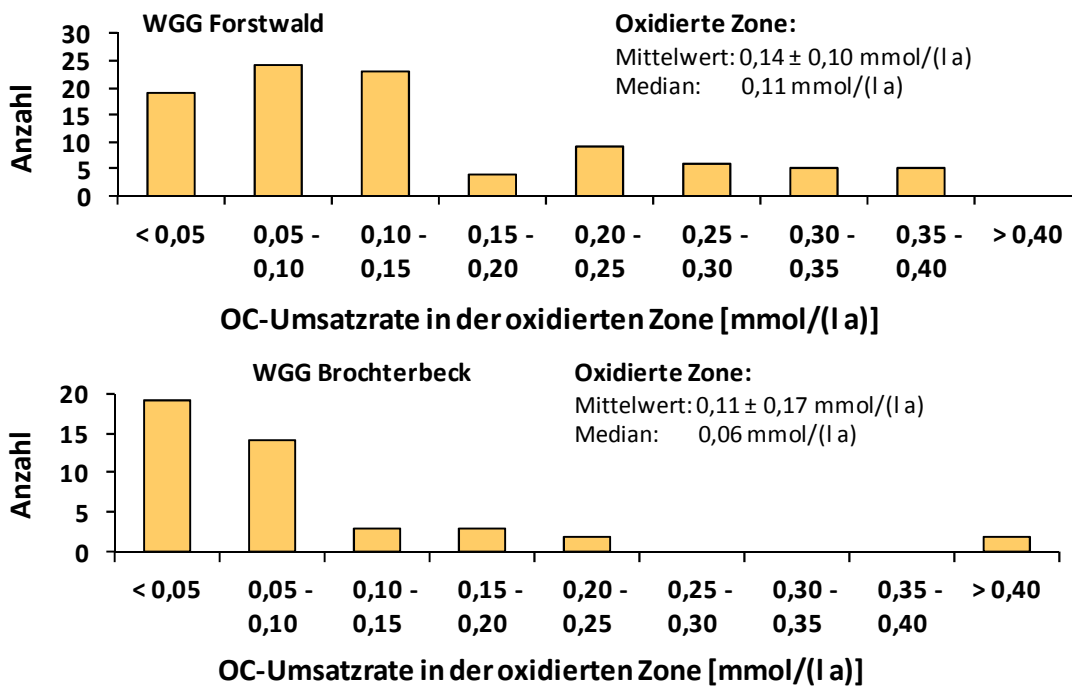


Abb. 7-9 Ableitung der mittleren OC-Umsatzrate am Beispiel der WGG Forstwald und Brochterbeck; Häufigkeitsverteilungen der mittels Nachmodellierung von Grundwasserbeschaffenheitsdaten abgeleiteten OC-Umsatzraten (Anzahl hinreichend übereinstimmend nachmodellierter Grundwasser-Analysen für eine vorgegebene OC-Umsatzrate).

Für die realitätsnahe Anwendung eines reaktiven Stofftransportmodells müssen die modellberechneten OC-Umsatzraten eine zeitliche Abhängigkeit aufweisen. Dazu wird die Monod-Kinetik verwendet, welche die Geschwindigkeit des OC-Umsatzes in Abhängigkeit von der eingetragenen Nitratkonzentration als eine nichtlineare Funktion beschreibt. Die Monod-Kinetik orientiert sich am Mittelwert der abgeleiteten OC-Umsatzraten und beschreibt den Nitratabbau in der oxidierten Zone eines Grundwasserleiters quantitativ. Mit der Monod-Kinetik kann der ermittelte Nitratabbau räumlich und zeitlich für das jeweilige WGG all-gemeingültig angewendet werden.

Die abgeleiteten Befunde zum Abbauverhalten des OC sind in Tab. 7-2 zusammengestellt. Für das WGG Brochterbeck eignen sich zwei unterschiedliche Monod-Kinetiken, um die modellierten OC-Umsatzraten zu beschreiben. Diese unterschiedlichen Kinetiken weisen auf die gebietspezifisch hohe räumliche Variabilität des OC-Umsatzes hin. Auffällig ist, dass der OC-Umsatz im WGG Dülken ungefähr dreimal geringer als in den anderen WGG ist. Im WGG Dülken liegen im unteren Stockwerk tertiäre Sedimente vor, die in Folge ihres höheren Alters wahrscheinlich schon einen Großteil ihrer Reaktivität verloren haben. Hingegen liegen im WGG Forstwald, WGG Ristedt und WGG Brochterbeck quartäre Sedimente vor, in denen der feststoffgebundene OC noch eine hohe Reaktivität aufweist.

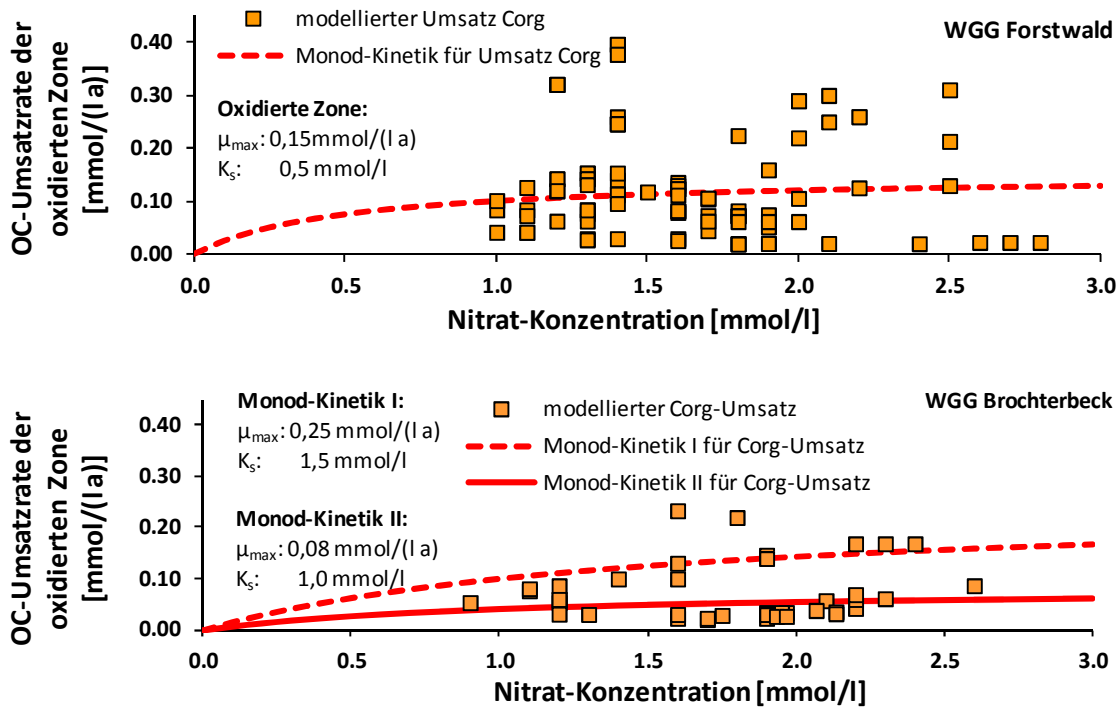


Abb. 7-10 Zusammenhang zwischen OC-Umsatzrate in der oxidierten Zone und dem nutzungsspezifischen Nitrateintrag ins Grundwasser mit Darstellung der Funktion der Monod-Kinetik.

Tab. 7-2 Zusammenfassung der Ergebnisse zur Ermittlung des OC-Umsatzes in der oxidierten Zone durch hydrogeochemische Modellierung der Grundwasserbeschaffenheit.

	WGG:	Forstwald	Dülken ob. Stockw.	Dülken unt. Stockw.	Brochterbeck	Ristedt
OC-Umsatzrate						
Erfolgreiche Modellierungen		95	82	108	43	57
Gesamte Modellierungen		113	106	172	75	79
Anteil (%)		83	77	62	57	72
Vorfeld-GWM mit erfolgreicher Modellierung		20	14	15	14	12
Mittelwert (mmol/(l.a))		0,14	0,05	0,04	0,11	0,14
Standardabweichung (mmol/(l.a))		0,10	0,05	0,04	0,17	0,15
Median (mmol/(l.a))		0,11	0,03	0,03	0,06	0,08
μ_{max} (mmol/(l.a))		0,15	0,06	0,04	0,08 / 0,25	0,22
K_s (mmol/l)		0,5	0,5	0,5	1,5 / 1,0	1,5

Am Beispiel des WGG Ristedt wird eine anhand der beschriebenen Methode abgeleitete räumliche Verteilung der OC-Umsatzraten in der oxidierten Zone eines Grundwasserleiters dargestellt (Abb. 7-11). Für die Darstellung wurden die Stromlinien aus dem Strömungsmodell von der Grundwasseroberfläche bis zur Messstelle mit der jeweils abgeleiteten OC-Umsatzrate unterlegt. Es wurden nur Daten aus dem Jahr 2000 verwendet (10 unterschiedliche OC-Umsatzraten).

Der Flächenanteil für die Umsatzraten unter 0,1 mmol/(l.a) liegt bei 33 % und für 0,1 bis 0,2 mmol/(l.a) bei 35 %. Generell zeigt sich, dass für einen Großteil des WGG ein geringer bis mittlerer Nitratabbau durch OC stattfindet. Im Anstrombereich der Brunnen 1 und 6 findet ein vergleichsweise hoher Nitratabbau statt.

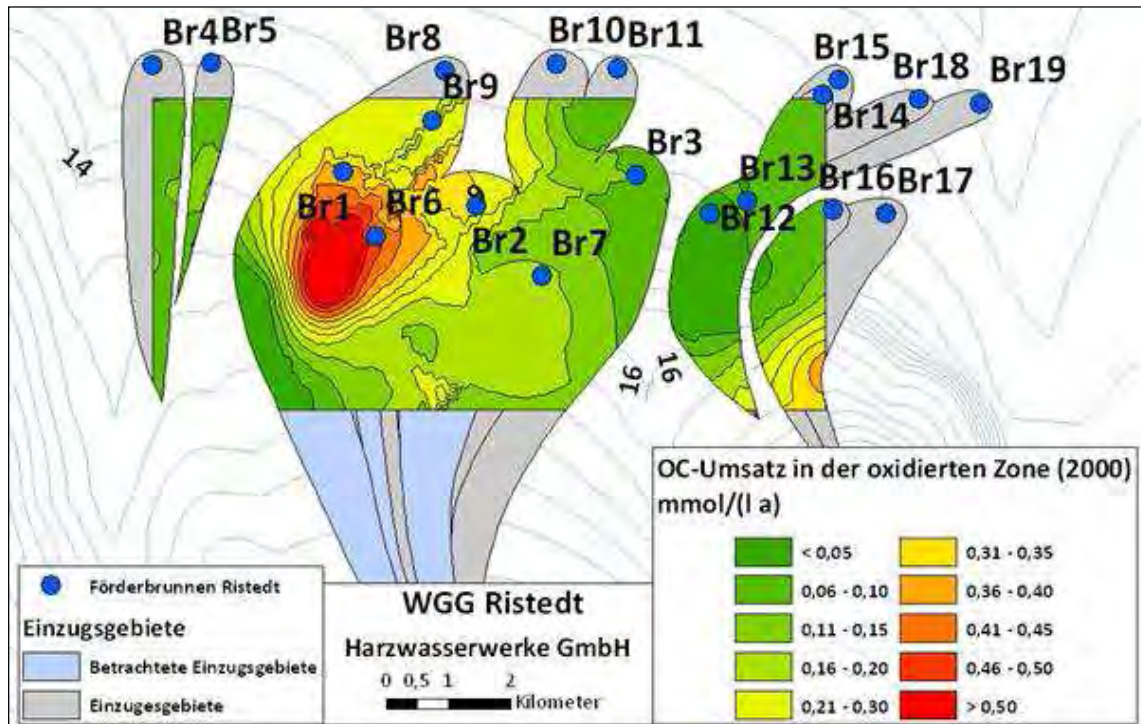


Abb. 7-11 Räumliche Verteilung der OC-Umsatzraten in der oxidierten Zone auf Grundlage von Analysen (2000) ausgewählter GWM

Bei der angetroffenen großen Spannweite der OC-Umsatzraten in der oxidierten Zone und ihrer Abhängigkeit von der Nitratkonzentration im Grundwasser (Abb. 7-10) ist die Herleitung und die Angabe der Funktionsparameter für die Monod-Kinetik lediglich abgeschätzt, nicht aber als eindeutig und sicher hergeleitet anzusehen. Diese mit abgeschätzten Werten belegten Zusammenhänge werden einerseits vergleichend eingesetzt, wobei sich für einzelne Einzugsgebiete erkennbare und begründbare Unterschiede zeigen. Andererseits gehen diese abgeschätzten Werte auch als Eingabegrößen in die hydrochemische Modellierung ein (Kap. 5.6), deren Ergebnisse durchaus die reale Entwicklung der gemessenen hydrogeochemischen Verhältnisse plausibel nachvollziehen können. Insofern haben die anhand vorhandener Grundwasserbeschaffenheitsdaten abgeleiteten Umsatzraten ihren Wert und belegen auf diese Weise die Relevanz vorhandener und zu erhebender Analysedaten. Anstelle von einzugsgebietspezifisch abgeleiteten Umsatzraten hätten alternativ auch in der Literatur veröffentlichte Daten verwendet werden können, allerdings sind auch diese häufig abgeschätzt oder beziehen sich nur auf kleinräumige Bereiche und nicht auf Einzugsgebiete. Darüber hinaus variieren auch diese Werte über weite Bereiche.

Plausibilitätsprüfung anhand von N₂/Argon-Messungen

Die Ergebnisse der hydrochemischen Modellierungen wurden durch Vergleich mit Ergebnissen der im Rahmen des F&E-Vorhabens durchgeführten N₂-Argon-Messungen auf Plausibilität geprüft. Mit der N₂/Argon-Methode kann der Nitratintrag und der Nitratabbau im Anstrom einer Grundwassermessstelle ermittelt werden. Dazu wurden im Rahmen des Vorhabens 50 GWM in insgesamt vier WGG beprobt und die gewonnenen Grundwasserproben hinsichtlich der Konzentrationen an gelöstem elementarem Stickstoff (N₂), Argon (Ar) und Nitrat analysiert.

Je GWM wurden mindestens drei Einzelproben genommen und zur Analyse gegeben. Bei vollverfilterten GWM erfolgte eine hydraulische Packerung, so dass einzelne Horizonte beprobt werden konnten. Bei allen anderen GWM wurde nur der über die Filterstrecke angeschlossene Tiefenbereich des GWL beprobt (keine hydraulische Packerung). Analytik und Auswertung erfolgten über eine Kooperation der Fa. Geries-Ingenieure und der Universität Göttingen (Büsgen-Institut).

Mit der N₂/Argon-Methode wird der im Grundwasser gelöste elementare Stickstoff bestimmt. Über das Verhältnis zu der Konzentration des Inertgases Argon kann der zusätzlich zu dem aus dem Gasaustausch mit der Bodenluft gelöste, aus der Denitrifikation des eingetragenen Nitrats stammende Stickstoff ermittelt werden (Excess-N₂). Damit kann die Nitratintragskonzentration einer Grundwasserprobe bestimmt und über den Vergleich mit der Fließzeit auch die mittlere Umsatzrate abgeschätzt werden. Damit können prinzipiell „indirekt gemessene“ und „modellbasiert abgeleitete“ Umsatzraten miteinander verglichen und die Methode 3 auf Plausibilität geprüft werden.

Bei der Beprobung im Rahmen der N₂/Ar-Untersuchungen wurde die Grundwasserbeschaffenheit für die einzelnen GWM analysiert. Diese Analysen wurden für die Modellierung des Nitratabbaus (Abb. 7-12) und des Nitratintrags (Abb. 7-13) verwendet und direkt mit den Ergebnissen der N₂/Argon-Methode verglichen. Zwischen der Modellierung und der N₂/Argon-Methode stimmten der Nitratabbau (R² = 0,77) und der Nitratintrag (R² = 0,89) für das WGG Forstwald überein. Im WGG Dülken zeigte sich mit Ausnahme von 2 GWM ein sehr geringer Nitratabbau. Dieser sehr geringe Nitratabbau wurde ebenfalls modelliert, wobei vor allem der Nitratintrag gut übereinstimmte (R² = 0,67). Im WGG Dülken wurde durch den geringen Nitratabbau insbesondere der Düngemiteleintrag überprüft. Durch die erfolgreiche Modellierung stimmten die modellierte Grundwasserbeschaffenheit zusätzlich für den pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit sowie die Sulfat-, Chlorid-, Calcium-, Magnesium- und Hydrogencarbonatkonzentrationen überein. Die Methode zur Ermittlung des Stoffeintrags wurde ebenfalls erfolgreich überprüft.

Die Methode zur Modellierung des OC-Umsatzes ist somit plausibel und eignet sich, um den Nitratabbau in der oxidierten Zone eines Grundwasserleiters zu bestimmen. Zusätzlich wurde der Nitratabbau durch OC in der oxidierten Zone durch zwei voneinander unabhängige Methoden nachgewiesen.

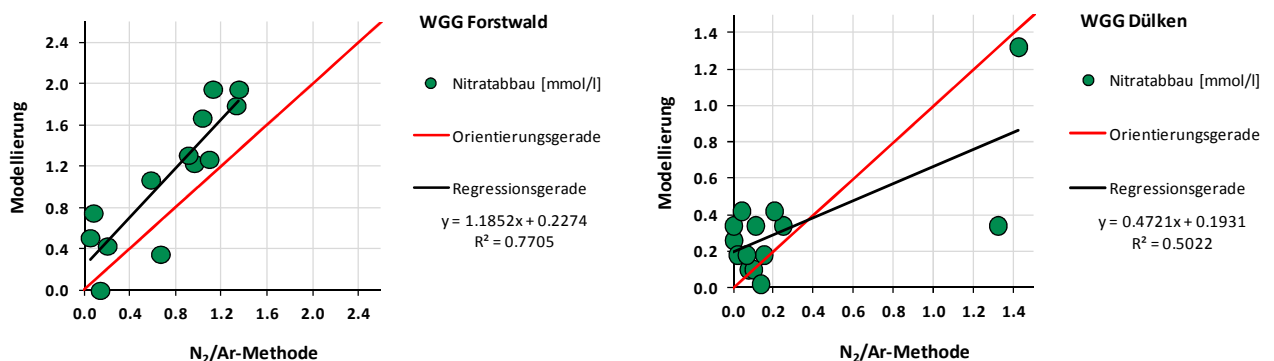


Abb. 7-12 Direkter Vergleich der mittels Stoffflussmodellierung und N₂/Argon-Methode abgeleiteten abgebauten Nitratmengen (in mmol Nitrat/ Liter) am Beispiel zweier WGG am Niederrhein.

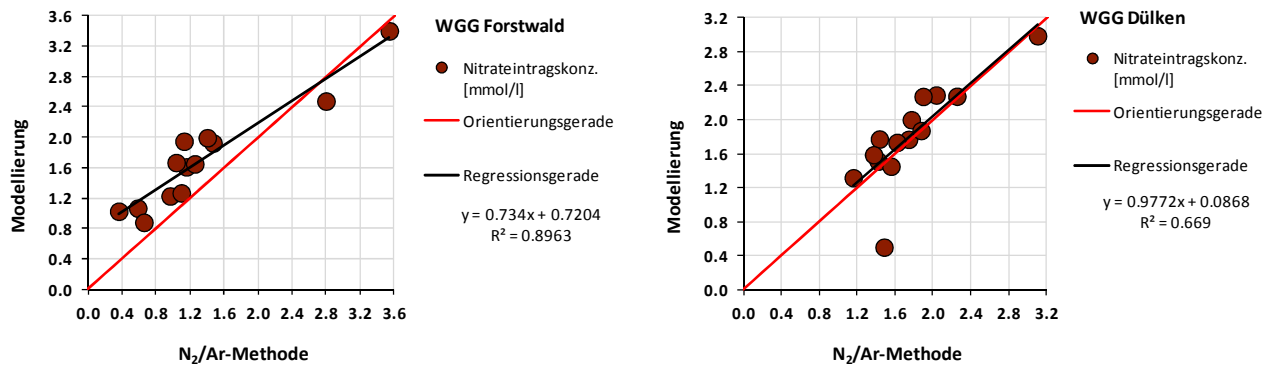


Abb. 7-13 Direkter Vergleich des Nitratretrags aus den Analysen der N₂/Argon-Methode und deren Modellierung an zwei WGG am Niederrhein.

Darauf aufbauend kann nun die N₂/Argon-Methode verwendet werden, um bisherige hydrogeochemische Modellierungen für die vier Einzugsgebiete zu überprüfen. Beispielhaft wird für die beiden WGG Forstwald und Dülken der Vergleich der gemessenen Nitratkonzentrationen, des abgeleiteten Nitratabbaus und des Nitratretrags zwischen der hydrogeochemischen Modellierung und der N₂/Argon-Methode dargestellt (Abb. 7-14 – 7-16).

Die Nitratkonzentrationen für die Modellierungen wurden insgesamt im Zeitraum von 1999 bis 2010 gemessen. Dabei liegt eine Übereinstimmung der gemessenen Nitratkonzentrationen mit den im Jahr 2012 mit der N₂/Argon-Methode gemessenen für die vier WGG zwischen $R^2 = 0,51$ und $R^2 = 0,98$ (Tab. 7-3). Durch diese Übereinstimmung ist der Vergleich von Nitratabbau und Nitratretrag für die WGG zulässig. Der Nitratabbau erreicht eine Übereinstimmung zwischen Modellierung und N₂/Argon-Methode zwischen $R^2 = 0,09$ und $R^2 = 0,70$. Dabei überhöht die Modellierung den ermittelten Nitratabbau etwas im Vergleich zur N₂/Argon-Methode, wie am WGG Forstwald sichtbar ist. Im WGG Dülken wird in Übereinstimmung mit der N₂/Argon-Methode in den meisten GWM kein Nitratabbau festgestellt. Der ermittelte Nitratretrag variiert zwischen Modellierung und N₂/Argon-Methode zwischen $R^2 = 0,05$ und $R^2 = 0,81$. Dabei weicht die Korrelation deutlich von dem „idealen Ergebnis“ ab, was bei Nitratretrag und Nitratabbau an Problemen der jeweiligen Methode liegt. Bei der N₂/Argon-Methode kann eine N₂-Entgasung während der Probenahme auftreten und bei der Modellierung die Nitratabbauleistung von organischem Material überschätzt werden. Diese zwei Prozesse können zu der leichten Abweichung führen.

Lediglich im WGG Brochterbeck kann keine Übereinstimmung zwischen den beiden Methoden erreicht werden. Diese deutliche Abweichung hängt wahrscheinlich mit der sehr komplexen Grundwasserströmung zusammen, die beide Methoden in diesem Fall nicht berücksichtigen können. Dennoch stimmen beide Methoden bei der Ermittlung des Nitratretrags und Nitratabbaus qualitativ überein, so dass die ermittelten OC-Umsätze repräsentativ sind.

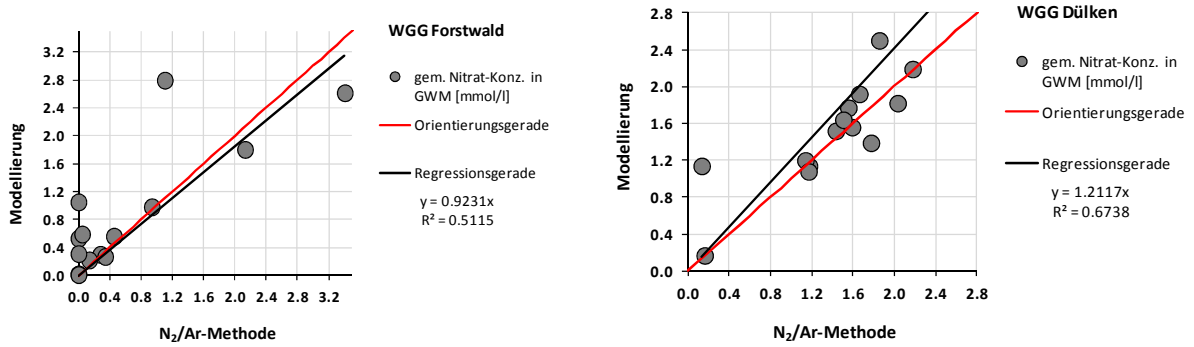


Abb. 7-14 Vergleich der Nitratkonzentration in den GWM zwischen N₂/Argon-Methode und Modellierung im WGG Forstwald und WGG Dülken.

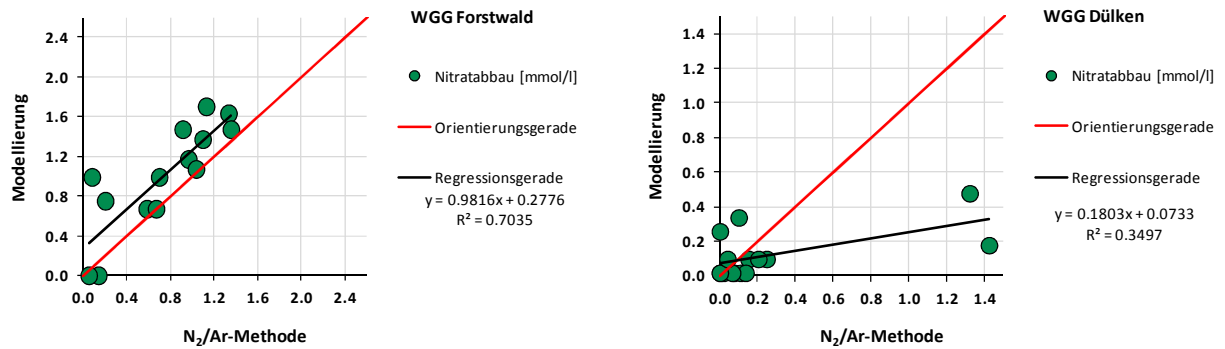


Abb. 7-15 Vergleich des Nitratabbaus in den GWM zwischen N₂/Argon-Methode und Modellierung im WGG Forstwald und WGG Dülken.

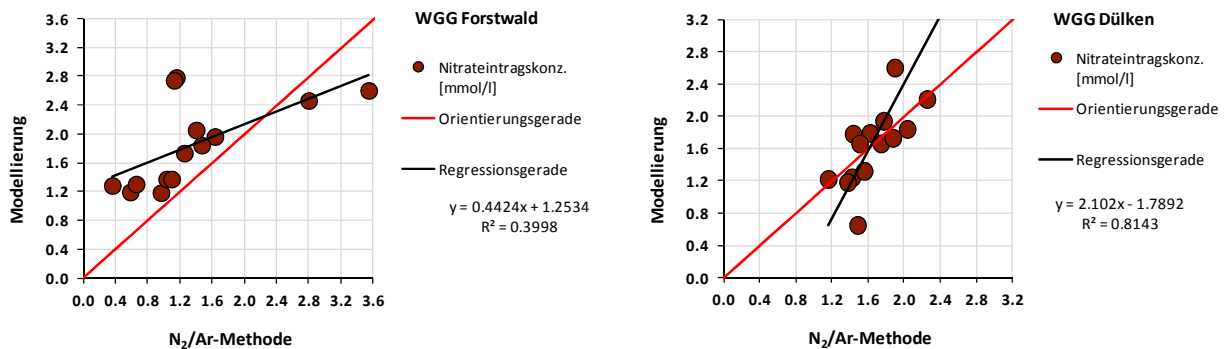


Abb. 7-16 Vergleich des Nitratreintrags der GWM zwischen N₂/Argon-Methode und Modellierung (WGG Forstwald und WGG Dülken).

Tab. 7-3 Vergleich zwischen N₂/Argon-Methode und der hydrogeochemischen Modellierung der Grundwasserbeschaffenheit.

	WGG	Forstwald	Dülken	Brochterbeck	Ristedt
N₂/Argon-Methode					
Anzahl an N ₂ /Argon-Messungen		14	16	11	9
Zeitraum der GW-Analysen für Modellierung		1999 - 2008	2005 - 2009	2006 - 2010	2005 - 2009
Vergleich mit gemessener Nitratkonz. (R ²)		0,51	0,67	0,79	0,98
Vergleich mit modelliertem Nitratabbau (R ²)		0,70	0,35	0,09	0,63
Vergleich mit modelliertem Nitratreintrag (R ²)		0,40	0,81	0,05	0,46

7.5.2 Räumliche Heterogenität von Pyrit

Methode

Durch die hydrogeochemische Modellierung der Grundwasseranalysen in dem WGG Brochterbeck kann der Nitratabbau durch Pyrit ermittelt werden. Dabei kann keine Pyrit-Umsatzrate für die reduzierte Zone bestimmt werden, da die Fließzeit des Grundwassers in der reduzierten Zone für die einzelnen GWM nicht bestimmbar ist. Jedoch kann der Nitratabbau durch Pyrit durch die Modellierung qualitativ bestimmt werden. Anschließend wird auf Grundlage dieser Modellierung die Wahrscheinlichkeit zum Vorkommen von Pyrit mit Hilfe des Indikator-Krigings räumlich dargestellt (Abb. 7-17). Die dargestellten Wahrscheinlichkeiten zum Pyritvorkommen sind unabhängig von der Mächtigkeit des Grundwasserleiters. Für die Karte werden die hydrogeochemischen Modellierungen von 38 GWM berücksichtigt (inklusive Multi-Level-Messstellen). Auch werden GWM berücksichtigt, für die keine Fließzeit berechnet werden konnte. Für insgesamt 7 GWM konnte ein Nitratabbau über Pyrit durch die Modellierung identifiziert werden.

Ergebnisse

Das Pyrit-Vorkommen ist – zumindest im oberflächennahen Bereich - auf einen schmalen Bereich des Wassergewinnungsgebietes beschränkt. Diese Zone erstreckt sich parallel zum Teutoburger Wald. Wahrscheinlich hat sich Pyrit hier durch die lang anhaltende Reduktion aufsteigender sulfatführender Tiefenwässer im Reaktionskontakt mit den reaktiven OC-Gehalten in den quartären Sedimenten des Grundwasserleiters gebildet. Die Auswertung von GW-Analysen zeigt entlang dieser zum Teutoburger Wald parallel verlaufenden Zone auch hohe Salz-Konzentrationen in tief verfilterten GWM. Diese hohe Salz-Konzentration weist auf aufsteigende Tiefenwässer hin. Das aufgestiegene Sulfat wurde im GWL über einen langen Zeitraum durch OC reduziert und es bildete sich Pyrit.

Plausibilitätsprüfung durch Festphasenanalytik von Bohrkernproben

Mit der Beprobung von Sedimentkernen wird Pyrit im WGG Brochterbeck analytisch nachgewiesen. Der analytische Nachweis zeigt eine gute Übereinstimmung mit der hydrogeochemischen Modellierung. Pyrit kommt akkumuliert im WGG Brochterbeck in einem Gebiet um die Förderbrunnen in einem kleinen Areal von ca. 0,2 km² vor. Die gemessenen Pyritschwefel-Gehalte liegen im Bereich von 12 bis 384 mg/kg.

Im oberflächennahen Bereich ist das Pyritvorkommen sehr inhomogen verteilt, so dass der Nitratabbau räumlich begrenzt ist. Mit zunehmender Tiefe im Grundwasserleiter nimmt wahrscheinlich das Pyrit-Vorkommen flächendeckend zu, so dass dort Nitrat vollständig umgesetzt werden kann. Die hohen Pyrit-Gehalte in diesem Bereich ermöglichen einen langanhaltenden Nitratabbau. Die hydrogeochemische Modellierung eignet sich somit für die qualitative Vorhersage von Pyrit im Grundwasserleiter.

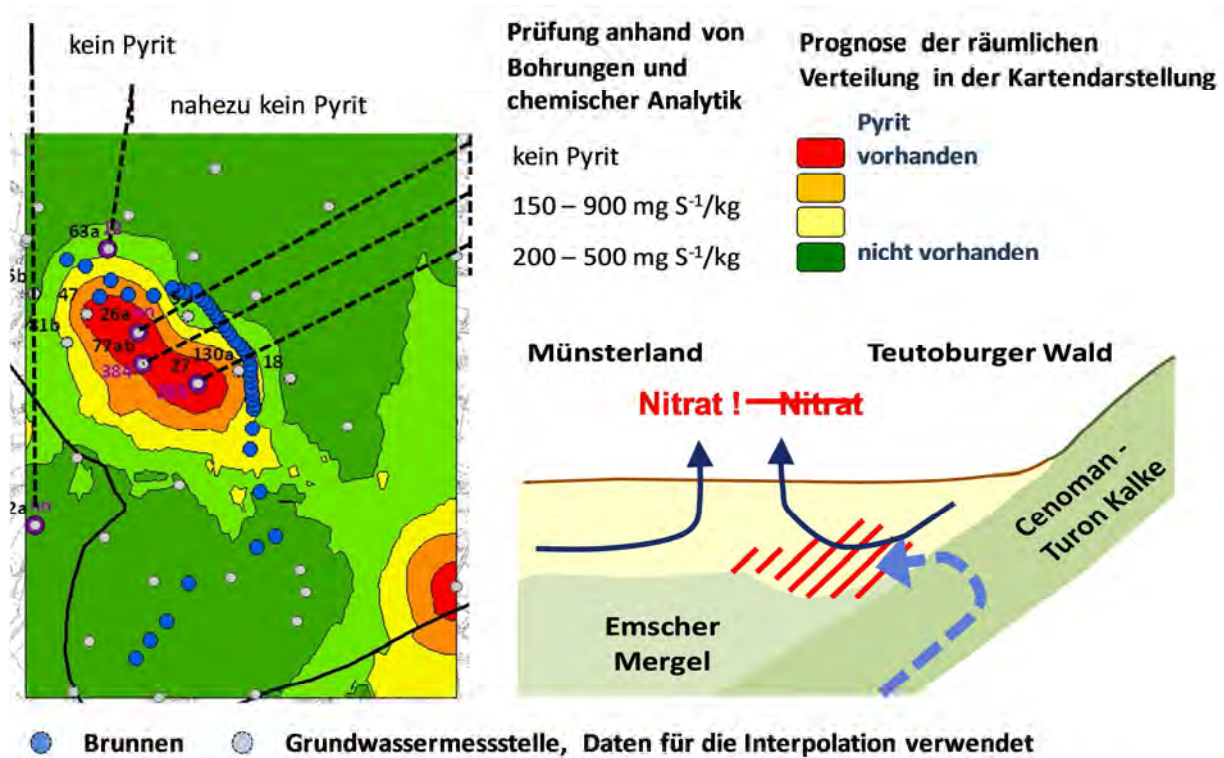


Abb.7-17 Schemaskizze zur heterogenen Verteilung von Pyrit im Untergrund und zur prinzipiellen Auswirkung auf die Rohwasserbeschaffenheit. Die Karte zeigt die aus vorhandenen Grundwasserbeschaffenheitsdaten abgeleitete Verteilungswahrscheinlichkeit von Pyrit im oberflächennahen Grundwasserleiter. Ergänzend sind die aus Bohrproben ermittelten Gehalte an Pyrit dargestellt sowie die Modellvorstellung zur Anreicherung von Pyrit und zu den damit verbundenen wasserwirtschaftlichen Konsequenzen. Verlauf des schematischen Profilschnittes Süd – Nord.

7.6 Hydrogeochemische Modellierung - Rohwasser

Methode 4

Das mit unterschiedlichen Methoden (1-3) charakterisierte und quantifizierte Nitratabbauvermögen (reaktive Vorräte, Umsatzraten) wird in einem reaktiven Stofftransportmodell räumlich differenziert abgebildet und die Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit retrospektiv unter Berücksichtigung aller relevanten hydrogeochemischen Prozesse berechnet. Liegen keine Angaben zu den reaktiven Gehalten vor, werden Annahmen getroffen und im Rahmen von Parameterstudien variiert. Damit können auch über den retrospektiven Vergleich der modellierten und der gemessenen Rohwasserbeschaffenheiten plausible Untergrenzen der reaktiven Gehalte abgeleitet werden.

Ergebnisse

Für das WGG Ristedt waren keine Pyritgehalte des Grundwasserleiters vor der Entwicklung des Modells bekannt. Als Erfahrungswert aus vergleichbaren Wassergewinnungsgebieten in Norddeutschland wurde ein Gehalt von 100 mg S⁻¹/kg angenommen. Der Pyritgehalt des GWL im Modell wurde innerhalb einer Spannweite variiert, als Untergrenze wurde die Hälfte des Basiswertes (50 mg S⁻¹/kg), als Obergrenze das Doppelte (200 mg S⁻¹/kg) vorgegeben. Das Ergebnis der Parameterstudie ist in Abb. 7-18 dargestellt.

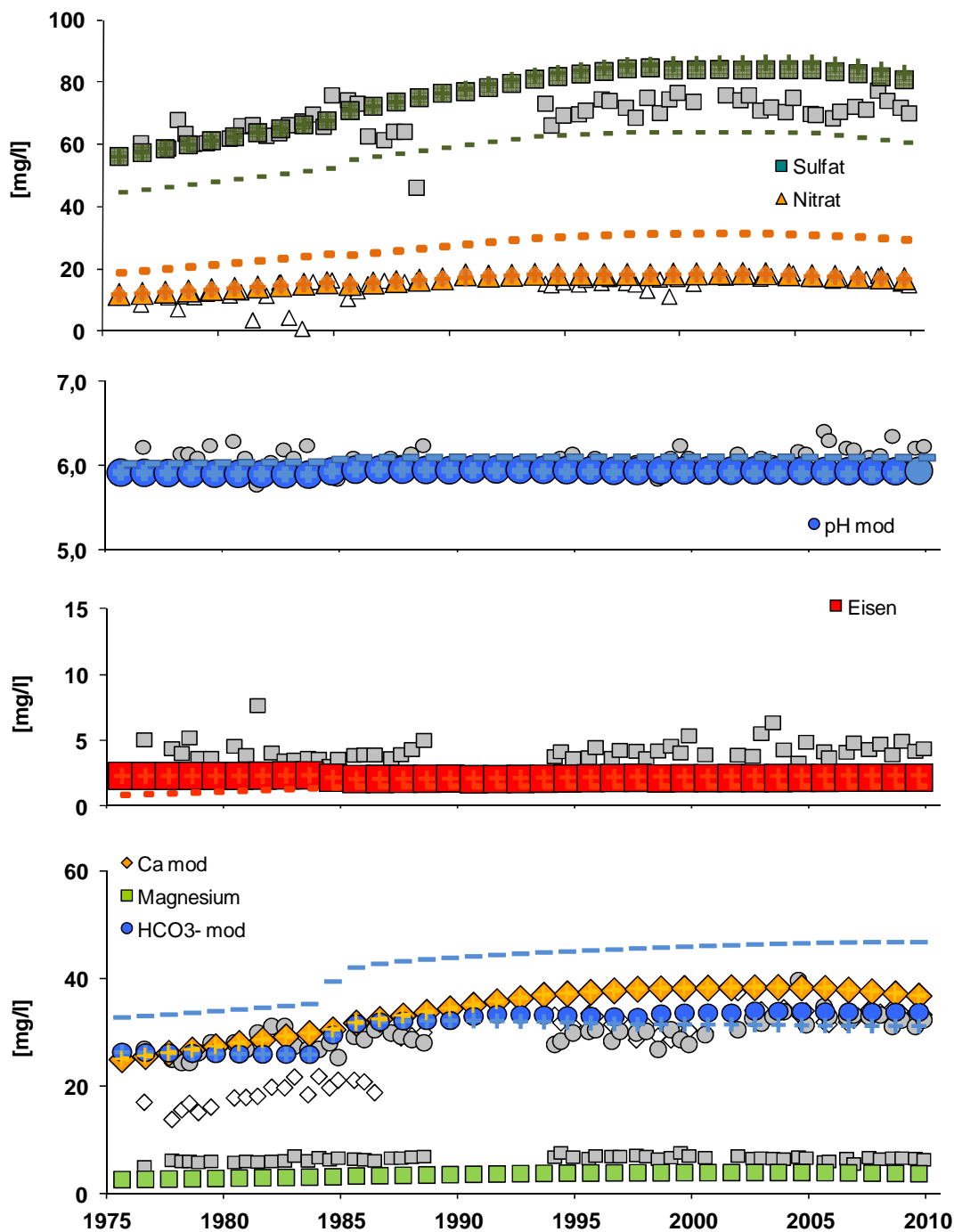


Abb. 7-18 Ergebnis der Parameterstudie WGG Ristedt Brunnen 6 – Variation des Pyritgehaltes in der reduzierten Zone – Vergleich der gemessenen und der mit dem reaktiven Stofftransportmodell berechneten Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit; graue Symbole: Messwerte, farbige Symbole modellierte Werte, farbige Strich- und Kreuzsignatur: Ergebnisse der Parameterstudie: Untergrenze ($50 \text{ mg S}^{-1}/\text{kg}$) bzw. Obergrenze ($200 \text{ mg S}^{-1}/\text{kg}$).

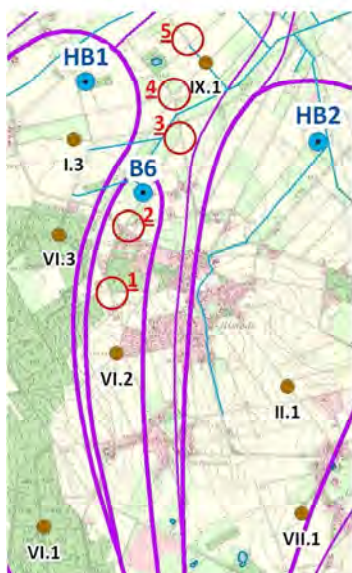
Zwischen dem Basismodell und der Variante mit den hohen Pyritgehalten zeigen sich praktisch keine Unterschiede. Dagegen weist die Variante mit den niedrigen Pyritgehalten in der berechneten Entwicklung des Rohwassers zu hohe und zu stark ansteigende Hydrogencarbonatkonzentrationen, zu hohe Nitrat- und auch etwas zu niedrige Sulfatkonzentrationen auf. In dieser Variante verarmt der Grundwasserleiter zu schnell an Pyrit, so dass OC den Nitrat-abbau zunehmend übernehmen muss. Der Reaktionsumsatz mit der abgeleiteten Reaktionskinetik ist aber nicht so groß, dass der Verlust an pyritgebundener Abbaukapazität vollständig kompensiert werden kann. Als Folge steigen die Nitratkonzentrationen im Rohwasser. Die gemessene Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit kann mit dieser Variante nicht mehr nachvollzogen werden, folglich ist dieser niedrige Gehalt nicht plausibel.

Anhand dieser Methode kann die Untergrenze an Pyritschwefel in der reduzierten Zone im Einzugsgebiet abgeschätzt werden. Diese sollten deutlich über 50 mg S⁻¹/kg liegen.

Plausibilitätsprüfung

Zur Überprüfung dieser modellbasierten „Vorhersage“ wurden vier Sonic-drill Bohrungen niedergebracht. Die Bohrungen wurden in einer Linie entlang der Grundwasserfließrichtung von der Geest bis zur Marsch abgeteuft. Die Bohrungen folgen dem Geländeabfall, so dass zur Marsch hin immer tiefere Bereiche des Grundwasserleiters erbohrt wurden. Die Ergebnisse für das WGG Ristedt werden in Abb. 7-19 kurz zusammengefasst.

Die Ergebnisse bestätigen die Vorhersagen des Modells sehr gut. Die reduzierte Zone des Grundwasserleiters wurde in den in der Marsch abgeteufte Bohrungen B3 und B5 unterhalb einer Teufe von ca. 9,0 m angetroffen. In Proben aus dieser Zone wurden Pyritschwefelgehalte zwischen 100 und 600 mg/kg nachgewiesen. Proben aus den auf der Geest bzw. dem Geesthang niedergebrachten Sondierungen erreichten nicht den reduzierten Bereich des Grundwasserleiters. In den aus diesen Bohrungen entnommenen Proben wurde kein Pyritschwefel nachgewiesen. Damit wurde sowohl die grundlegende Modellvorstellung einer pyritfreien oxidierten Zone und einer pyritführenden reduzierten Zone als auch die Abschätzung der Pyritgehalte von deutlich über 50 mg S⁻¹/kg in der reduzierten Zone bestätigt.



Sondierbohrung	Endteufe	Lage	Ergebnis
B1	Geesthang	20 m	4 Proben; 14,5 – 20,0 m alle < 10 mg S ⁻¹ /kg
B2	Geesthang	18 m	5 Proben; 8,0 – 17,0 m alle < 10 mg S ⁻¹ /kg
B3	Marsch	17 m	5 Proben; 9,0 – 17,1 m 135 – 669 mg S ⁻¹ /kg
B4	Nicht abgeteuft		
B5	Marsch	19 m	5 Proben; 9,1 – 19,3 m 118 – 413 mg S ⁻¹ /kg
Pyritgehalt reduzierte Zone - gemessen:			~ 300 mg S ⁻¹ /kg
Modellbasierte Prognose:			> 50 mg S ⁻¹ /kg

Abb. 7-19 Zusammenstellung der Bohrpunkte und der Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen für die Plausibilitätsprüfung; violette Linien: Umhüllende der Einzugsgebiete der Einzelbrunnen.

7.7 Bestimmung des Nitratabbauvermögens mittels Festphasenanalytik an Bohrkernproben

Methodenentwicklung

Zur Bestimmung der Gehalte von Sulfidphasen (z.B. Pyrit) in Bohrkernproben wurden bislang Methoden eingesetzt, deren Nachweisgrenze bzw. Bestimmungsgrenze bestenfalls mit 0,02 Gew.-% (entspricht 200 mg S/kg Festphase) angegeben wurden (Mäurer & Wisotzky 2008, Wisotzky & al. 2011, Leson & Wisotzky 2012; siehe Kap. 2.3). Einfache Abschätzungen (z.B. anhand der Verlagerungsgeschwindigkeit von Redoxfronten) machen deutlich, dass diese Methoden im Hinblick auf ein nachlassendes Abbauvermögen in Grundwasserleitern nicht sensitiv genug sind, um die niedrigen Pyrit-Gehalte zu quantifizieren.

Im Rahmen des DVGW F&E-Vorhabens wurde deswegen in Kooperation mit einem externen Labor (Eurofins Umwelt Ost GmbH, Freiberg) eine Methodik für die Analyse von Bohrkernproben erarbeitet, die eine mindestens um eine Größenordnung verbesserte Bestimmungsgrenze aufweisen sollte. Aufbauend auf DIN 51724-2 wurde eine Methodik mit Chrom(II)-reduzierbarem Schwefel (CRS) entwickelt, mit der in 30 g gefriergetrocknetem Probenmaterial selektiv sowohl Sulfidphasen (z.B. Mackinawit $Fe_{1+x}S$) und Disulfidphasen (z.B. Pyrit FeS_2) in einem Extraktionsschritt durch Reaktion mit $Cr^{(II)}$ in heißer salzsäuresaurer Lösung unter Bildung von $H_2S(g)$ aufgeschlossen wird, welches in einer Zinkacetat-Lösung gefällt und bestimmt wird. Auf eine sequenzielle Extraktion von Sulfidphasen in saurer Lösung (auch bekannt unter *acid volatile sulfide*, AVS) wurde bewusst verzichtet, um in einer Einschritt-Extraktion die Summe aus Sulfid + Disulfid-Gehalten mit niedriger Bestimmungsgrenze analysieren zu können.

Die entwickelte Methodik wurde im Rahmen einer Masterarbeit validiert (Knipp 2012). Mit der Leerwertmethode (säuregewaschener Quarzsand) wurde eine Bestimmungsgrenze von 18 mg S/kg und eine Nachweisgrenze von 8 mg S/kg ermittelt. Die Wiederfindungsrate der Methodik wurde anhand synthetischer Proben getestet, die durch Einwaage einer definierten Mengen kommerziell erhältlichen Pyrits (Alfa Aesar, Karlsruhe) mit reinem Quarzsand hergestellt wurden. Die Validierung zeigte eine hohe Linearität zwischen eingewogenen und analysierten Pyritschwefel-Gehalten, jedoch wurde nur eine Wiederfindungsrate von 60 % des eingewogenen Pyritschwefels erreicht. Es wird angenommen, dass die in realen Bohrkernproben fein verteilt auftretenden Sulfid- und Disulfidphasen eine schlechtere Kristallinität aufweisen als der hoch kristalline Referenz-Pyrit, so dass von einer höheren Wiederfindungsrate in realen Bohrkernproben ausgegangen werden kann. Außerdem konnte gezeigt werden, dass die Methode eine hohe Selektivität aufweist und neben Sulfid + Disulfid-Schwefel wie erwartet keinen organischen Schwefel (Modellsubstanz L-Cystein; Wiederfindungsrate < 5 %), jedoch gewisse Mengen elementaren Schwefels mit erfasst (Knipp 2012). Ferner konnte gezeigt werden, dass die Oxidation von Sulfidphasen durch Lagerung der gefriergetrockneten Bohrkernproben keinen Einfluss auf die Ergebnisse der Sulfid + Disulfid-Bestimmung hat. Die entwickelte Methode wird damit als validiert angesehen und kann zur Quantifizierung des Nitratbaupotenzials in Bohrkernproben eingesetzt werden.

Bohrkampagnen

In drei Gewinnungsgebieten wurden vom Projektpartner UFZ, Department Monitoring- und Erkundungstechnologien (MET), mittels dem Sonic-Drill Bohrverfahren insgesamt 15 Bohrkernproben in Linern gewonnen, die tiefenorientiert beprobt wurden (Abb. 7-20). Für die Bodenprobenahme wurde das "Sonic-Sampling"-Verfahren eingesetzt. Bei diesem Verfahren wird ein Sondierhohlgestänge in hochfrequente Schwingungen versetzt, die zu einer Bodenverflüssigung an der Kontaktstelle zwischen Hohlgestänge und Lockersediment führen. Dadurch wird die Entnahme minimal-gestörter Sedimentkerne ermöglicht.

Zusätzlich wurden von einem beteiligten Wasserversorgungsunternehmen (Hessenwasser GmbH & Co. KG) Bohrkernproben im WGG Allmendfeld zur Verfügung gestellt, die ebenfalls mit der erarbeiteten Festphasenanalytik auf organische Kohlenstoff- und Sulfid+Disulfid-Gehalte sowie weitere Parameter analysiert wurden. Die Tiefenlage der Redoxgrenze war an den meisten gewonnenen Bohrkernen an der Färbung der Sedimente von ockerbraun zu grau zu erkennen (Abb. 7-21).



Abb. 7-20:

Kernbohrung und Bodenprobenahme mit dem Sonic-Drill-Verfahren (Sonic Sampling) durch den Projektpartner UFZ, Department Monitoring- und Erkundungstechnologien (MET) (Foto vom 18.05.2011 während einer Bohrkampagne in Forstwald, am Niederrhein). Bei diesem Verfahren wird ein Sondierhohlgestänge in hochfrequente Schwingungen versetzt, die zu einer Bodenverflüssigung an der Kontaktstelle zwischen Hohlgestänge und Lockersediment führen. Dadurch wird die Entnahme minimal gestörter Sedimentkerne ermöglicht.

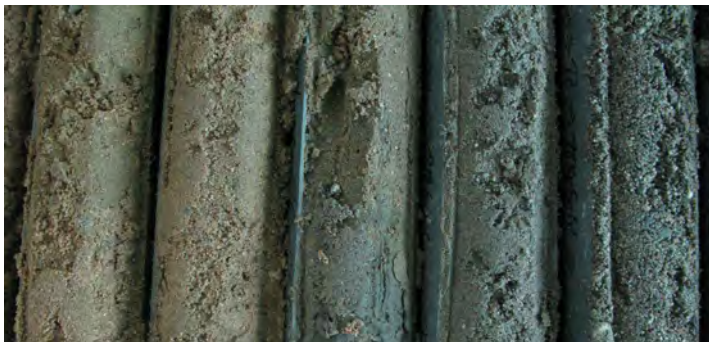


Abb. 7-21 Kernbohrung im WGG Allmendfeld, Oberrheingraben. Die Redoxgrenze bei ca. 9,7 m u. GOK ist deutlich an dem Farbumschlag der Sedimente von braun nach grau zu erkennen (Foto der frisch geöffneten Liner vom 21.10.2010).

Ergebnisse der Festphasenanalytik

Die Ergebnisse der Bohrkampagne sind in Tab. 7-4 zusammengefasst. In den 128 untersuchten Sedimentproben aus vier verschiedenen Geosystemen wurden Sulfid+Disulfid-Gehalte von kleiner Bestimmungsgrenze (< 18 mg S/kg) bis maximal 999 mg S/kg gemessen. Nur in 37 der 128 untersuchten Proben konnten Positivbefunde nachgewiesen werden, in den übrigen Proben lagen die Sulfid+Disulfid-Gehalte unterhalb der Nachweisgrenze von 8 mg S/kg. Der Mittelwert der Sulfid+Disulfid-Gehalte in der reduzierten Zone wurde berechnet, in dem die Lage der reduzierten Zone anhand der Lage der Färbung der Sedimente (oder anhand vorliegender Redoxprofilmessungen) abgeschätzt wurde; Negativbefunde wurden mit der Hälfte der Nachweisgrenze (Hälfte von 8 mg S/kg) berücksichtigt. Damit wurden im WGG

Allmendfeld mittlere Gehalte in der reduzierten Zone von 26 mg S/kg, im WGG Forstwald von 7 mg S/kg, im WGG Brochterbeck 329 mg S/kg und im WGG Ristedt 311 mg S/kg ermittelt. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass im Rahmen des DVGW F&E-Vorhabens nur eine begrenzte Anzahl an Bohrkernen untersucht werden konnte, so dass in keinem der genannten WGG von einer für eine repräsentative Probenahme notwendigen Anzahl an Sedimentuntersuchungen ausgegangen werden konnte. Die gemessenen TOC-Gehalte streuen in den untersuchten Sedimentproben stark (< Bestimmungsgrenze von 1 g C/kg bis max. 13 g C/kg), wobei die höchsten Gehalte in Schluff-/Tonschichten gemessen wurden. Die gemessenen TOC-Gehalte sind insofern schwierig zu interpretieren als sie nur Gesamtgehalte, nicht aber eine Abschätzung der reaktiven bzw. refraktären Gehalte organischer Kohlenstoffverbindungen erlauben.

Die Auswertung der gemessenen Gehalte von Sulfid und Disulfid in den Bohrkernen zeigt im Tiefenprofil eine relativ inhomogene Verteilung, die entgegen erster Erwartungen in den auftretenden Ton-/ Schluffschichten keine erhöhten Gehalte aufweisen. Die höchsten OC- Gehalte wurden hingegen im Bereich von Ton-/ Schluffschichten gemessen. Für die Beurteilung der für den Nitratabbau zur Verfügung stehenden Reduktionsmittel ist es demnach entscheidend, ob die OC-Gehalte in den geringdurchlässigen Ton-/ Schluffschichten von dem nitrathaltigen Grundwasser durchströmt werden oder ob diese Nitratabbau-potenziale durch fehlenden hydraulischen Kontakt nicht oder nur eingeschränkt zum Nitratabbau im Grundwasserleiter zur Verfügung stehen.

Tab. 7-4 Zusammenfassung der Ergebnisse der Festphasenanalytik an Bohrkernproben aus vier WGG.

	Allmendfeld	Forstwald	Brochterbeck	Ristedt
	Ober rheingraben	Linker Niederrhein	Nördliches Münsterland	Norddeutsches Tiefland
Bohrkampagne	Okt. 2010	Mai 2011	September 2012	April 2013
Gewonnene Bohrkern	1	6	5	4
Anzahl Sedimentmischproben (tiefenorientierte Beprobung)	5	40	64	19
	(bis 23 m u.GOK)	(bis 22 m u.GOK)	(bis 20 m u. GOK)	(bis 20 m u. GOK)
Korngröße	sandig-kiesig mit Ton/Schlufflagen	sandig-kiesig mit Ton/Schlufflagen	sandig mit Ton/Schlufflagen	sandig
Sulfid+Disulfid-Gehalte				
Positivbefunde (> Nachweisgrenze 8 mg S/kg)	4 von 5 Proben (in 1 Bohrkern)	4 von 40 Proben (in 2 Bohrkernen)	20 von 64 Proben (in 3 Bohrkernen)	9 von 19 Proben (in 2 Bohrkernen)
Gehalte (Min-Max) (mg S/kg)	< BG bis 30	< BG bis 31	< BG bis 999	< BG bis 669
Mittelwert in reduzierter Zone (mg S/kg)	26	7	329	311
(Verteilung)	(relativ homogen verteilt in reduzierter Zone des untersuchten Bohrkerns)	(inhomogen verteilt, nur in 2 Bohrkernen nachweisbar)	(inhomogen verteilt)	(inhomogen verteilt)
OC-Gehalte				
Positivbefunde (> Nachweisgrenze 1 g C/kg)	4 von 5 Proben (in einem Bohrkern)	14 von 40 Proben (in 4 Bohrkernen)	44 von 64 Proben (in 5 Bohrkernen)	11 von 19 (in 4 Bohrkernen)
Gehalte (Min-Max) (g C/kg)	< BG bis 13	<BG bis 9	< BG bis 9	< BG bis 9
Verteilung in reduzierter Zone	Inhomogen verteilt. Max. Gehalte in Ton/Schlufflage	Inhomogen verteilt. Max. Gehalte in Ton/Schlufflage	Homogen verteilt	Inhomogen verteilt. Keine Ton-/ Schlufflagen

7.8 Diskussion und Bewertung

Das Nitratabbauvermögen wasserwirtschaftlich genutzter Grundwasserleiter kann durch einfache Stoffbilanzen, die Bestimmung der Tiefenverlagerung einer Redoxschicht und anhand der auf hydrogeochemischen Modellen basierenden prozessbasierten Auswertung vorhandener Grundwasserbeschaffenheitsdaten charakterisiert und quantifiziert werden. Die Kombination dieser Methoden identifiziert die am Nitratabbau beteiligten Prozesse qualitativ und quantitativ. Die erzielten Ergebnisse aus den einzelnen Methoden werden größtenteils durch analytische Messungen an Bohrkernproben und mit dem N₂/Argon-Verfahren bestätigt.

Die überschlägige Nitratbilanz ermöglicht eine schnelle und robuste Abschätzung der Nitratreinträge und der Abbauleistung des wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleiters. Eine zeitlich differenzierte Betrachtung ist mit diesem Ansatz aber zu unsicher. Die Verwendung der mittleren Verweilzeit bei der Stoffbilanzierung stellt die räumlich und zeitlich differenzierten Nitratreintrags- und Umsatzprozesse im Grundwasserleiter sehr vereinfacht dar. Eine genauere Betrachtung wird mit dem auf der zweiten Bearbeitungsstufe eingesetzten Nicomat-Verfahren ermöglicht.

Mit der Auswertung von Redoxprofilen in ausgewählten Grundwassermessstellen kann der Pyrit-Gehalt des GWL berechnet werden. Dabei werden vor allem langjährige Messreihen benötigt, um einen allgemeinen Trend über die Tiefenentwicklung abzuleiten, da kurzfristig in einzelnen GWM Schwankungen in der Tiefe des Redoxsprungs auftreten können. Entsprechende Daten sind aber nur in den wenigsten Gebieten vorhanden, so dass sich diese Methode eher als Monitoring-Verfahren für zukünftige Untersuchungen in Gebieten anbietet, in denen die Nitratabbauleistung des Grundwasserleiters nachweislich abnimmt.

Ein räumlich differenziertes Bild der Abbauprozesse in der oxidierten Zone, in der die heterotrophe Denitrifikation erfolgt, kann mit Hilfe vorhandener Grundwasserbeschaffenheitsdaten und hydrogeochemischen Modellrechnungen erarbeitet werden. Die Darstellung der räumlichen Verteilung des Nitratabbaus beruht aber meist nur auf wenigen abgeleiteten OC-Umsatzraten. Durch die geringe Anzahl an Stützpunkten ist eine räumliche Darstellung aber nur eingeschränkt möglich und sollte sich allenfalls auf größere räumliche Trends beschränken, wie auf Bereiche mit hohem oder geringem Nitratabbau in der oxidierenden Zone. Die Methode kann verwendet werden, um den Nitratabbau durch organisches Material in einem WGG allgemeingültig – anhand einer Monod-Kinetik - zu beschreiben. Hierbei ist aber immer eine Mittelung der Einzelbefunde erforderlich. Die für den Grundwasserleiter abgeleiteten Umsatzraten werden sowohl auf der Bearbeitungsstufe 3 (Stoffflussmodell mit „hydrochemisch validiertem“ Nicomat-Verfahren) als auch auf der Stufe 4 (reaktives Stofftransportmodell) benötigt. Lokale Anreicherungen von Pyrit und ein daran geknüpft hohes Nitratabbauvermögen konnten ebenfalls mit dieser Methode identifiziert werden. Die hydrogeochemische Modellierung eignet sich somit für die qualitative Vorhersage von Pyrit und die Quantifizierung des Nitratabbaus in der oxidierenden Zone im Grundwasserleiter.

Eine Integration der erkannten Abbauprozesse und des Abbauvermögens (Pyritgehalte, OC-Umsatzraten) stützt das mit den Modellen abgebildete Zusammenwirken zwischen Stoffeinträgen und Stoffumsatzprozessen. Retrospektiv können dann auch fehlende Parameter zumindest in ihrer Größenordnung oder als Mindestgehalte anhand von Modellszenarien und Parameterstudien ermittelt werden. Mit der Zunahme des in den Modellen abgebildeten Prozessverständnisses sinkt die Unsicherheit und steigt die Prognosefähigkeit der Modelle. Es ist davon auszugehen, dass einzugsgebietsübergreifende, aber vor allem auch räumlich differenzierte Ergebnisse hinsichtlich des Nitratabbauvermögens eines Grundwasserleiters, die aus vorhandenen Daten abgeleitet wurden, eine erhebliche Stützung durch einzelne Aufschlussbohrungen und Sedimentuntersuchungen erhalten. Damit kann eine gesamte Modellvorstellung zu den im Einzugsgebiet ablaufenden Prozessen, einschließlich der für die Prognose der zukünftigen Pyritgehalte relevanten Gehalte und Abbauraten, widerlegt oder bestätigt werden. Durch diese „vorlaufenden Arbeiten“ erhalten Aufschlussbohrungen und Sedimentuntersuchungen eine neue Qualität hinsichtlich ihrer Aussagekraft.

8 Nitratprognosen für das Rohwasser – Bewertung der Nachhaltigkeit

8.1 Ergebnisse zur Bewertung der Nachhaltigkeit im Überblick

In den vorherigen Kapiteln wurden die im Rahmen des F&E-Projektes untersuchten Wassergewinnungsgebiete kurz beschrieben (Kap. 3) und die gestufte Vorgehensweise zur Bewertung der Nachhaltigkeit mit den hinterlegten Bilanz- und Prognosemodellen vorgestellt (Kap. 4). Mit Ausnahme der ersten Bearbeitungsstufe erfolgt die Bewertung immer anhand einer Prognose zur Entwicklung der Nitratkonzentrationen im geförderten Rohwasser. Der Bezug der Bewertung ist das Rohwasser selbst. Die Hauptfaktoren, welche zu deren Beschaffenheit führen - die Stoffeinträge (über Grundwasserneubildung und Infiltration), die Stoffumsätze im Grundwasserleiter (u.a. Nitratabbau) und die Wasserbilanz (Mischungsanteile) - fließen integral in die Bewertung ein.

Aus Gründen der Projektplanung wurde bereits vorab mit den betreffenden WVU abgesprochen, bis zu welcher Stufe das ausgewählte WGG bearbeitet werden sollte. Vorab oder während der Bearbeitung wurde darüber hinaus in Absprache mit den WVU entschieden, ob das WGG als Ganzes oder beispielhafte TEZG bearbeitet werden sollten. Wenn sich einzelne Brunnen oder Brunnengruppen hinsichtlich ihrer Wasserbilanz und/oder Hydrogeochemie stark voneinander unterschieden haben, wurde die Untersuchung einzelner TEZG favorisiert. In einigen Fällen wurden die TEZG einer WGG auch unterschiedlich weit untersucht. Da für viele der 21 beteiligten WGG mehrere TEZG untersucht wurden, ergaben sich insgesamt 38 untersuchte TEZG (Abb. 8-1).

In der folgenden synoptischen Darstellung (Abb. 8-2) sind alle beteiligten Wassergewinnungsgebiete und deren bearbeitete (Teil-)Einzugsgebiete aufgelistet, welche Bewertung zur Nachhaltigkeit sich nach der Bearbeitung der jeweiligen Stufe (B1 bis B4) ergeben hat.

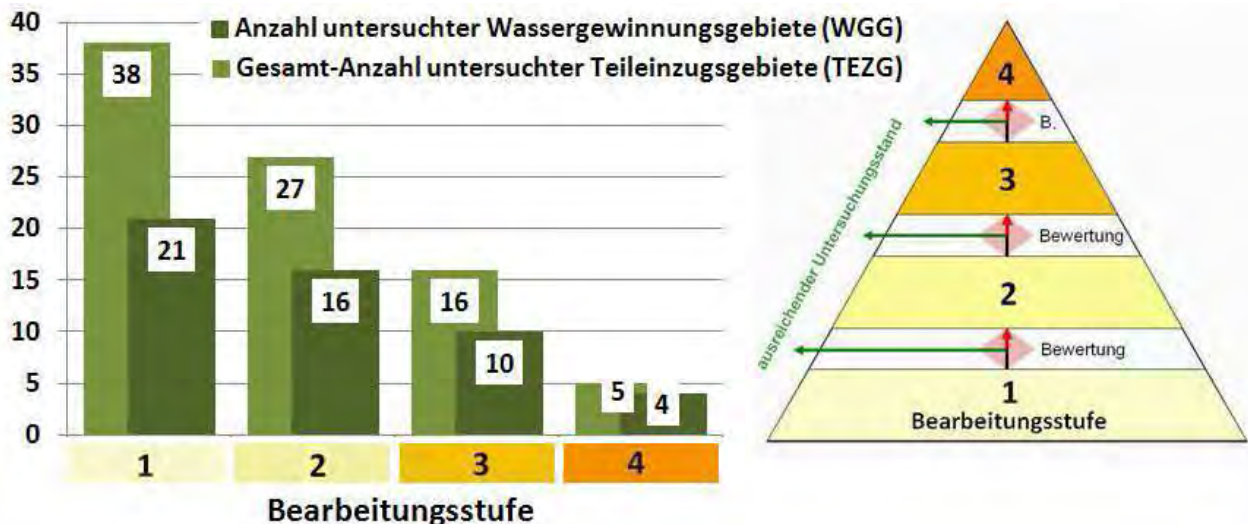


Abb. 8-1 Anzahl der beteiligten Wassergewinnungsgebiete (21 WGG) und Gesamtanzahl der untersuchten Teileinzugsgebiete (38 TEZG) für die jeweilige Bearbeitungsstufe.

Bearb. Stufe	Bewertung der "Nachhaltigkeit"				Bewertungsergebnis (# Hauptgrund*)	Wassergewinnungsgebiet (WVU) Brunnen-Teileinzugsgebiet
	BS1	BS2	BS3	BS4		
BS1	BS1				> nachhaltig #1,2	1 Nordheide-West (Hamburger Ww) Nordheide-West (NH W1-W17)
BS2	BS1	BS2			> nachhaltig #1,2	2 Nordheide-Ost (Hamburger Ww) Nordheide-Ost (NH O1-O24)
BS2	BS1	BS2			> nächste Stufe BS3 empfohlen	3 Begatal (WBV Begatal) Begatal gesamt
BS2 (BS2)	BS1	BS2			> nächste Stufe BS3 empfohlen	4 Liebenau (Harzwasserwerke) 1 Liebenau-Ost (LB I-V) 2 Liebenau-West (LB VII,IX-XI)
(BS1)	BS1				> nicht nachhaltig	
BS4	BS1	BS2	BS3		> nachhaltig #1,3	5 Ristedt (Harzwasserwerke) 1 Ristedt HB1 2 Ristedt HB2 3 Ristedt B6
(BS3)	BS1	BS2	BS3		> nachhaltig #3	
(BS4)	BS1	BS2	BS3	BS4	> nachhaltig #1,4	
BS2 (BS2)	BS1	BS2			> nachhaltig #1,2	6 Garßen (Stw Celle) 1 Garßen-West 2 Garßen-Ost 3 Garßen-Arloh
(BS2)	BS1	BS2			> nächste Stufe BS3 empfohlen	
(BS1)	BS1				> nachhaltig #1	
BS3	BS1	BS2	BS3		> nachhaltig #3	7 Ortheide (Stw Emsdetten) 1 Ortheide gesamt / B3 (EB 8,9,11)
BS3	BS1	BS2	BS3		> nicht nachhaltig	8 Lengerich (WV Tecklenb. Land) 1 Lengerich B2 2 Lengerich B4
	BS1	BS2	BS3		> nachhaltig #1,3	
BS3	BS1	BS2	BS3		> nächste Stufe BS4 empfohlen	9 Brochterbeck (WV Tecklenb. Land) 1 Brochterbeck-Nordwest V3-V5 2 Brochterbeck-Süd V10-V12
	BS1	BS2	BS3		> nachhaltig #1,4	
BS3	BS1	BS2	BS3		> nachhaltig #1,3	10 Berkhof-Ost/Fuhrb.Feld (Stw Hannover) 1 Berkhof-Ost B32-B38 2 Berkhof-Ost B52-B60
	BS1	BS2	BS3		> nachhaltig #3	
BS1	BS1				> nachhaltig #1	11 Vinn (ENNI, Moers) 1 Vinn I (VFB 5-10) 2 Vinn II (HFB)
	BS1				> nachhaltig #5	
BS4	BS1	BS2	BS3	BS4	> nachhaltig #5	12 Niep (ENNI, Moers) Niep gesamt
BS3	BS1	BS2	BS3		> nächste Stufe BS4 empfohlen	13 Anrath (Stw Willich) Anrath gesamt
BS4	BS1	BS2	BS3	BS4	> nachhaltig #4	14 Forstwald (SWK Aqua, Krefeld) Forstwald gesamt
BS1	BS1				> nicht nachhaltig	15 Hergershausen (ZVGW Dieburg) 1 Hergershausen Br. 19
BS4 (BS1)	BS1				> nicht nachhaltig	16 Dülken (Niederrheinwasser) 1 Dülken Br. 4+5 2 Dülken Br. 6 3 Dülken Br. 7
(BS4)	BS1	BS2	BS3	BS4	> nicht nachhaltig	
(BS4)	BS1	BS2	BS3	BS4	> nachhaltig #4	
BS1	BS1				> nächste Stufe BS2 empfohlen	17 Helenabrunn (Niederrheinwasser) 1 Helenabrunn (B102-108) 2 Theeshütte (B216-219)
	BS1				> nächste Stufe BS2 empfohlen	
BS2	BS1	BS2			> nächste Stufe BS3 empfohlen	18 Quenhorn (Stw Gütersloh) 1 Quenhorn VB1+HB1 2 Quenhorn VB2,HB2,VB5 3 Quenhorn VB3 4 Quenhorn VB4
	BS1	BS2			> nächste Stufe BS3 empfohlen	
	BS1	BS2			> nächste Stufe BS3 empfohlen	
	BS1	BS2			> nachhaltig #5	
BS2	BS1	BS2			> nachhaltig #1	19 Bockum (Stw Duisburg) 1 Bockum-Nordheber 2 Bockum-Südheber
	BS1	BS2			> nachhaltig #1	
BS3	BS1	BS2	BS3		> nachhaltig #2	20 Allmendfeld (Hessenwasser) 1 Allmendfeld-Nord (B10-B15)
BS2 (BS1)	BS1				> nächste Stufe BS2 empfohlen	21 Kinderhaus (Stw Münster) 1 Kinderhaus-Nord (B4,5,6) 2 Kinderhaus-Süd (B1,2)
(BS1)	BS1				> nächste Stufe BS2 empfohlen	

Bewertung: "derzeit nachhaltig"
 nicht bewertbar, nächste Stufe empfohlen
 Bewertung: "nicht nachhaltig"
 in der Stufe nicht bearbeitet

* Hauptgrund für die Bewertung "nachhaltig":
 #1 aufgrund geringen/abnehmenden N-Eintrags ins Grundwasser
 #2 aufgrund langer Fließzeiten
 #3 aufgrund konstant hoher Nitratabbauleistung
 #4 aufgrund nur langsam abnehmender Nitratabbauleistung
 #5 aufgrund hohem Anteil an OW-Infiltration

Abb. 8-2 Synoptische Darstellung der Bewertung der Nachhaltigkeit in den jeweiligen Bearbeitungsstufen.

In den Stufen 1 bis 3 gibt es drei Bewertungsoptionen, die sich aus der Anwendung der jeweiligen Kriterien der betreffenden Stufe ergeben. Ist die Einstufung eindeutig „derzeit nachhaltig“ (grün markiert) oder „nicht nachhaltig“ (rot), dann wäre nach unseren Kriterien auch keine weitere Untersuchung in der nächst höheren Stufe erforderlich. Sofern die hydraulischen und geochemischen Randbedingungen beibehalten werden, würde sich diese Bewertung auch in den folgenden Stufen nicht prinzipiell ändern. Bei einer Einstufung „nächste Stufe empfohlen“ (gelb) kann mit der Methodik der betreffenden Bearbeitungsstufe noch nicht beurteilt werden, ob eine nachhaltige Bewirtschaftung im Gewinnungsgebiet erreicht wurde. Dazu bedarf es der Anwendung mindestens der nächsthöheren Bearbeitungsmethode, um zu gesicherteren Aussagen zu gelangen.

Es gibt Fälle, in denen die Bewertung „derzeit nachhaltig“ bereits in der Stufe 1 oder 2 feststand und nach unseren Kriterien eine weitere Bearbeitung in höheren Stufen nicht erforderlich gewesen wäre. Die Stufen wurden gemäß Projektplanung jedoch weiter bearbeitet und dienten somit als „Validierung“ der Ergebnisse. Darüber hinaus ließen sich aus der weiteren Bearbeitung und Modellierung unabhängig von der Bewertung zur Nachhaltigkeit zusätzliche Erkenntnisse für die Bewirtschaftung des WGG gewinnen. Im umgekehrten Fall gibt es untersuchte WGG bzw. TEZG, bei denen die in der Projektbearbeitung vorgesehenen Stufen nach unseren Kriterien nicht ausgereicht haben, um eine Aussage zur Nachhaltigkeit treffen zu können. Für diese Gebiete wird eine weitere Untersuchung in einer höheren Bearbeitungsstufe empfohlen.

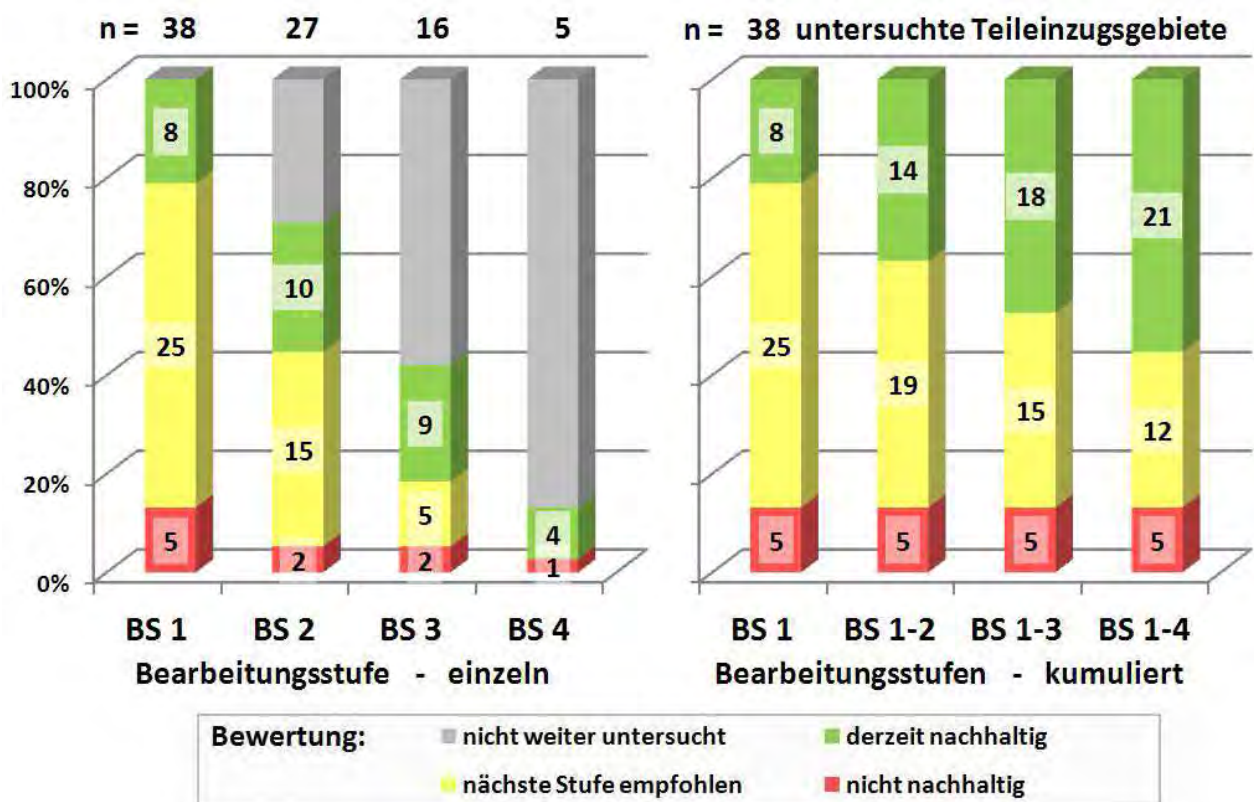


Abb. 8-3 Bewertung der Nachhaltigkeit der untersuchten Teileinzugsgebiete (insgesamt 38 TEZG) nach der jeweiligen Bearbeitungsstufe. Links: Ergebnisse der einzelnen Bearbeitungsstufen mit Angabe der Anzahl der untersuchten TEZG. Rechts: Kumulierte Ergebnisse der Bearbeitungsstufen, dabei ist die Bewertung der voran gegangenen Stufe übernommen, wenn das TEZG in der betreffenden Stufe nicht weiter untersucht wurde. In jeder Stufe wurden mehrere TEZG jeweils zusätzlich als „nachhaltig“ bewertet (rote Zahlen). Für 12 TEZG wird noch die jeweils nächste Stufe zur Bearbeitung empfohlen, da keine abschließende Bewertung gegeben werden konnte. Einige TEZG wurden in den höheren Stufen weiter bearbeitet, obwohl die Bewertung „derzeit nachhaltig“ schon in vorangegangenen Stufen erfolgt war.

Für 5 TEZG ergab sich bereits in der Bearbeitungsstufe 1 anhand der überschlägigen Nitratbilanz eine Einstufung als „nicht nachhaltig“. Im Rohwasser der betreffenden Brunnen werden bereits heute Nitratkonzentrationen über dem Schwellenwert, meist sogar über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung (50 mg/l) gemessen.

Die Ursachen der hohen Nitratkonzentrationen im Rohwasser liegen in der Kombination von relativ starken N-Einträgen im TEZG (hoher Anteil landwirtschaftlicher Nutzung) und einer geringen Nitratabbauleistung sowohl in der ungesättigten Bodenzone als auch im durchströmten Grundwasserleiter. Für eines dieser Gebiete (Dülken Brunnen 6) wurden alle 4 Bearbeitungsstufen bearbeitet. Die SFM konnte dort zeigen, dass die Nitratabbauleistung in diesem Fall bis auf rund 10 % zurückgegangen ist und auch die Reaktivität der heterotrophen Denitrifikation nicht mehr ausreicht, um einen ausreichend großen Anteil an Nitrat abzubauen. Die Ergebnisse der höchsten Bearbeitungsstufe 4 bestätigen die in vorangegangenen Stufen vorgenommene Einstufung „nicht nachhaltig“, zeigen zusätzlich aber die ursächlichen hydrogeochemischen Zusammenhänge auf.

Bereits 8 TEZG konnten in der Stufe 1 (überschlägige Nitratbilanz) als „derzeit nachhaltig“ beurteilt werden. In der Stufe 2 (Nicomat-Verfahren) wurden weitere 6 TEZG als „nachhaltig“ klassifiziert, nach der Bearbeitung der Stufe 3 (Stoffflussmodell und validierte Nicomat-Berechnung) weitere 4 TEZG und nach der letzten Stufe 4 (reaktive Stofftransportmodellierung) nochmal 3 TEZG. Damit sind insgesamt 21 von 38 untersuchten TEZG nach unseren Kriterien als „derzeitig nachhaltig“ bewertet, jedoch in unterschiedlichen Bearbeitungsstufen und auf der Grundlage von einem sehr unterschiedlichen Untersuchungsaufwand (Abb. 8-3, rechts).

Von den zunächst als „gelb“ eingestuften TEZG sind alle weiter in höheren Stufen bearbeiteten Gebiete letztlich als „nachhaltig“ („grün“) eingestuft worden, kein Gebiet des Forschungsprojektes erhielt die Einstufung „nicht nachhaltig“ („rot“), sofern dieses nicht schon in Stufe 1 als solches gekennzeichnet war. Dies bedeutet im Umkehrschluss aber nicht, dass alle verbliebenen noch nicht eingestuften 12 TEZG bei einer Weiterbearbeitung „automatisch“ als „nachhaltig“ eingestuft würden. Dies muss tatsächlich im Einzelfall durch die entsprechenden Berechnungen geprüft werden.

Wie sich die zukünftige Entwicklung der Nitratkonzentration im Rohwasser darstellt, hängt von einer Kombination aus verschiedenen Randbedingungen und Einflüssen ab. Dabei sind folgende grundlegende Faktoren von Bedeutung:

Stoff-Eintrag im Neubildungs- bzw. Einzugsgebiet – abhängig von den Anteilen der Flächennutzung und der Bewirtschaftung der Nutzflächen.

Stoff-Umsatz (insbesondere Denitrifikation) in der ungesättigten Zone – abhängig von den Bodenarten und den resultierenden Eigenschaften des Sickerwassers.

Stoff-Umsatz (insbesondere Denitrifikation) in der gesättigten Zone – abhängig von den hydrogeochemischen Verhältnissen des Grundwassers und des Grundwasserleiters (Petrographie, Geochemie).

Wasserbilanz (Mischungsanteile zwischen Neubildung, Infiltration und anderen Zuflüssen) – abhängig von Förderung, Klima und hydrogeologischen Struktur.

Man kann demnach vereinfachend betrachtet fünf Hauptgründe (#1 bis #5 in Abb. 8-2) für die Bewertung „derzeit nachhaltig“ unterscheiden, wie sie für die betreffenden TEZG in der Übersicht zur Bewertung der Nachhaltigkeit vermerkt sind.

8.2 Überschlägige Bilanzierung des Nitratabbaus (BS 1)

Die überschlägige Bilanzierung des Nitratabbaus wurde für alle untersuchten Gebiete durchgeführt (Methodik s. Kap. 5.3). Für die ausgewählten Gesamt- bzw. Teileinzugsgebiete wurden die Nitrateinträge (über Grundwasserneubildung und Infiltration) und Austräge (Nitratkonzentrationen im Rohwasser) unter Berücksichtigung der mittleren Grundwasserverweilzeiten bilanziert und daraus überschlägig abgeleitet, ob und mit welcher Leistung derzeit ein Nitratabbau erfolgt.

Klassifiziert man die Ergebnisse der Nitratabbauleistung nach ihrem Prozentwert in 6 Gruppen, ergibt sich die in Abb. 8-4 dargestellte Verteilung. Etwa ein Drittel der untersuchten TEZG (13 von 38) besitzt die vollständige Abbauleistung, d.h. im Rohwasser sind bislang keine signifikanten Nitratkonzentrationen aufgetreten. Gut die Hälfte aller bearbeiteten TEZG (20 von 38) besitzt mindestens 80 % ihrer Nitratabbauleistung. Etwa zwei Drittel der Gebiete (25 von 38) besitzen mehr als 60 % der Abbauleistung und rund drei Viertel (29 von 38) mehr als 40 %. In 6 der 38 TEZG ergeben sich rechnerisch eine Abbauleistung von 20 % und weniger. 4 von 5 TEZG mit der Bewertung „nicht nachhaltig“ gehören in diese Gruppe, ein „nicht nachhaltiges“ TEZG fällt in den Bereich 20-40 % Abbauleistung (Abb. 8-5). Zwei TEZG der Klasse mit dem geringsten Abbauleistung haben noch die Bewertung „derzeit nachhaltig“ erhalten, da sie trotz geringer Abbauleistung aufgrund vergleichsweise geringem gebietsspezifischem N-Eintrag noch eine günstige Entwicklung ihrer Nitrat-Prognose erwarten lassen.

Klassifikation der Nitratabbauleistung
Ergebnis der Bearbeitungsstufe 1

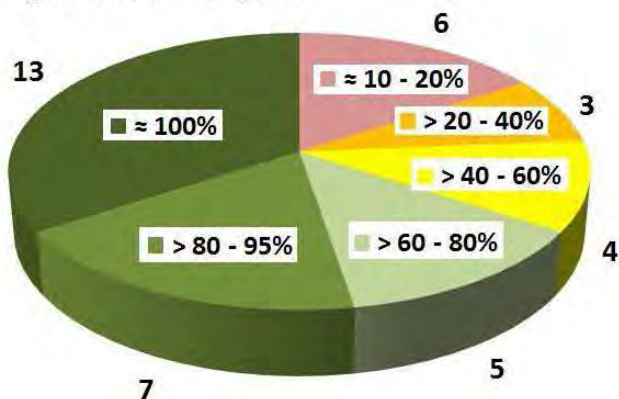


Abb. 8-4

Ergebnisse der Berechnung der Nitratabbauleistung mit der „überschlägigen Nitratbilanz“ der Bearbeitungsstufe 1, klassifiziert nach Prozentwerten der Nitratabbauleistung.

Bewertung der Nachhaltigkeit
Bearbeitungsstufe 1



Abb. 8-5

Ergebnisse der Bewertung der Nachhaltigkeit mit der „überschlägigen Nitratbilanz“ der Bearbeitungsstufe 1.

In den folgenden Bearbeitungsstufen 2 bis 4 musste diese Größe meist nur noch in geringem Maße verändert werden. Die Genauigkeit und Zuverlässigkeit der Einschätzung des Nitratabbauvermögens hängt vielmehr von der Datengrundlage und der Modellvorstellung ab, die sich in den zugrunde gelegten Wasserbilanzwerten (Fördermengen, Grundwasserneubildung, Anteile Oberflächenwasserinfiltration) und den Eingangsgrößen zum Stoffeintrag (Anteile Flächennutzung, nutzungsspezifischer N-Eintrag) widerspiegeln. Die Größenordnung der Nitratabbauleistung lässt sich bereits mit der Grobbilanzierung der Stufe 1 recht gut abschätzen, sofern die Eingangsdaten zuverlässig sind.

Entwicklungstrends lassen sich mit der überschlägigen Bilanzierung der Stufe 1 jedoch nicht darstellen (Kap. 7). Ebenso wenig ist es möglich, auf dieser Grundlage Aussagen zu der Art und Verteilung der Denitrifikationsprozesse zu treffen. Hierzu sind höhere Bearbeitungsstufen erforderlich.

8.3 Anwendung des Nicomat-Verfahrens (BS 2)

Anhand der bisherigen Beschaffenheitsentwicklung des Rohwassers (Zielfunktion: Nitrat-, Sulfat- und Hydrogencarbonat-Ganglinien) wurde der Nicomat kalibriert (Erläuterung des Verfahrens in Kap. 5.4). Die Kalibrierung beinhaltet eine Bestimmung der Nitratabbauleistung als Prozentangabe, wie viel des ins Grundwasser eingetragenen Nitrats im Rohwasser der Förderbrunnen ankommt. In der Regel wurde der Wert der Nitratabbauleistung aus der überschlägigen Bilanzierung der Stufe 1 übernommen, welcher sich meist bis auf geringe Abweichungen in der Nicomatkalibrierung als plausible Größe erwies.

In einem weiteren Schritt wurden die stöchiometrischen Anteile zwischen autolithotropher (über Pyrit) und heterotropher (über OC) Denitrifikation im Grundwasserleiter im Zuge der Kalibrierung festgelegt. Diese bestimmen den zusätzlichen Gehalt an Sulfat und Hydrogencarbonat im Grundwasser. Die Nicomat-Berechnungen in der Bearbeitungsstufe 2 verwenden hier somit „plausible“ Größen, die sich aus der Kalibrierung ergeben, aber nicht immer zwangsläufig eindeutig zu bestimmen sind. Wurde anschließend die Bearbeitungsstufe 3 (Stoffflussmodellierung) durchgeführt, gehen die dort ermittelten Werte der Nitratabbauleistung und der Denitrifikationsanteile in die Berechnung des Nicomat-Verfahrens ein, so dass die Nitratabbau-Parameter darüber als validiert gelten können.

Zur Bewertung der Nachhaltigkeit werden auf der Basis der kalibrierten und ggf. validierten Nicomat-Daten zwei Stoffumsatz-Varianten berechnet. Im ersten Fall wird die für den Ist-Zustand ermittelte Nitratabbauleistung für die Zukunft als unverändert angenommen („Denitrifikation konstant“). Im zweiten Fall wird rechnerisch angenommen, dass der Nitratabbau ab „heute“ (Bezugsjahr 2009) nicht mehr stattfindet („Denitrifikation null“). Mit diesen beiden Extrema (Minima und Maxima) wird der „Korridor“ prognostiziert, der theoretisch je nach Entwicklung der Nitratabbauleistung möglich ist. Der zeitliche Verlauf des Anstiegs auf eine maximale stationäre Nitratkonzentration ist dann im dargestellten Kurvenverlauf des Nicomat nur von den Fließzeiten im Einzugsgebiet und den gewählten Nitratreintragszenarien abhängig, da die Berechnungen immer vom Neubildungsort ausgehen.

Dass der Nitratabbau ab sofort vollständig unwirksam wird, ist eine theoretische Annahme, die in dieser Konsequenz nicht auftreten wird, aber aufgrund der einfachen Betrachtungsweise zur Bewertung eingesetzt wird (theoretisches Maximum). Eine Entwicklung unter der ungünstigsten Annahme „Denitrifikation null“, welche unser Kriterium (Unterschreiten des Schwellenwertes 37,5 mg/l) erfüllt, ist in jedem Fall als „nachhaltig“ zu bewerten. Wird der Schwellenwert unter dieser Prämisse überschritten, dann folgt daraus die Empfehlung, die Stoffflussmodellierungen (SFM) der nächsten Bearbeitungsstufe 3 einzusetzen, um die im Nicomat hinterlegten Werte der Nitratabbauleistung anhand der hydrogeochemischen Berechnungen zu validieren.

Vom ursprünglichen Prinzip her folgen die Bearbeitungsstufen 2 (Nicomat-Verfahren) und 3 (Stoffflussmodellierung und Validierung der Nicomat-Berechnung) hintereinander. Für das zuerst bearbeitete Untersuchungsgebiet (WGG Forstwald) wurde die Beschaffenheitsentwicklung des Rohwassers zunächst in der Stufe 2 ohne Kenntnis von Ergebnissen der SFM kalibriert. Im zweiten Schritt wurden die SFM-Ergebnisse zur Nitratabbauleistung und deren Anteile in die Nicomat-Berechnung einbezogen. Die SFM-Berechnung der Stufe 3 ergab für einige Gebiete stöchiometrische Anteile des autolithotrophen und heterotrophen Abbaus, die sich von der ursprünglichen Annahme der Stufe 2 unterschieden. Damit veränderten sich auch die berechneten Anteile der Abbauprodukte Sulfat und Hydrogencarbonat. Die Beschaffenheitsentwicklung wurde mit diesen Daten deshalb neu kalibriert und damit „chemisch validiert“. In der Praxis der Bearbeitung erwies es sich aber als sinnvoll, die Nicomat-Berechnungen gleich mit den Ergebnisdaten der Bearbeitungsstufe 3 durchzuführen, sofern die Stufe 3 für das Gebiet vorgesehen war. Damit konnten bereits während der Kalibrierung validierte, d.h. verlässlichere Angaben zum Nitratabbau verwendet werden.

Für beide Stoffumsatz-Varianten (Denitrifikation „konstant“ und „null“) wurden die drei definierten Eintrags-Szenarien („Best case“, „Status quo“, „Worst case“, s. Kap. 4.2) für alle WGG der Bearbeitungsstufe 2 bzw. deren ausgewählte TEZG berechnet und jeweils dargestellt. Im Folgenden ist ein Beispiel dargestellt (WGG Ristedt, TEZG Brunnen 6, Abb. 8-6 und Abb. 8-7).

Das Hauptkriterium der „Nachhaltigkeit“ ist der definierte Schwellenwert (37,5 mg/l Nitrat). Bleibt die Nitratkonzentration stationär (langfristig) unterhalb des Schwellenwertes, folgt die Bewertung „nachhaltig“. Andernfalls ist der Zeitfaktor das Kriterium. Wird der Schwellenwert aufgrund langer Fließzeiten erst nach einem Zeitraum von mehr als 30 Jahren überschritten, dann gilt die Bewertung „nachhaltig“ ebenso. Die Ergebnisse der Szenarienberechnungen wurden gebietsspezifisch bewertet (Beispiel Ristedt, Br. 6, in Tab. 8-1).

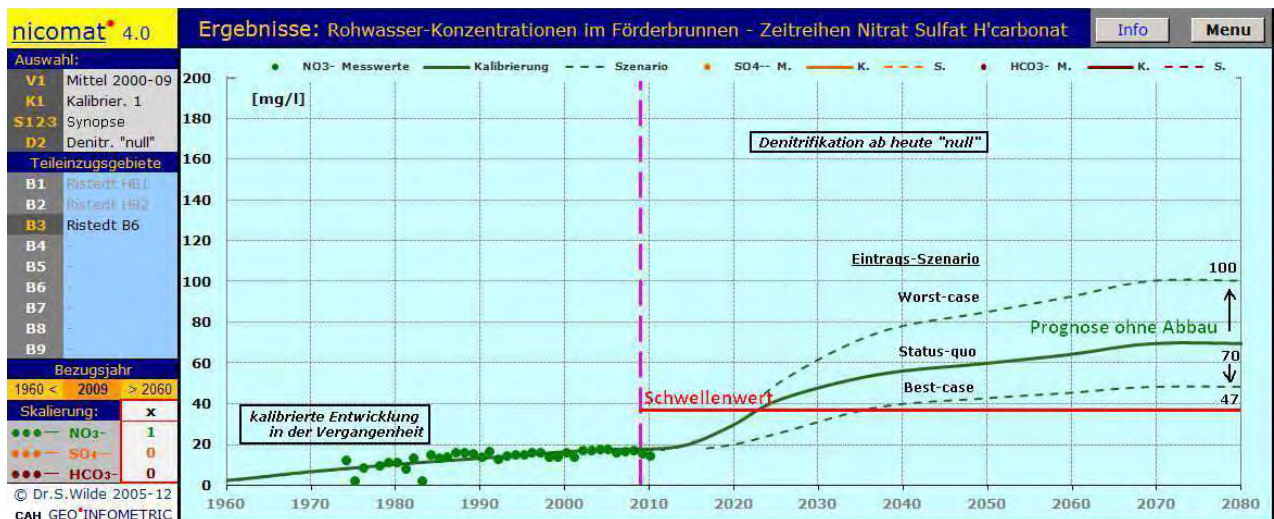


Abb. 8-6 Beispiel von Szenarienberechnungen (hier WGG Ristedt, Br. B6) unter der Prämisse „Denitrifikation null“ (Prognose ohne Nitratabbau); dargestellt ist die Nitratkonzentrationsentwicklung der Eintrags-szenarien „Worst case“ und „Best case“ (gestrichelt) im Vergleich mit dem „Status quo“-Szenario.

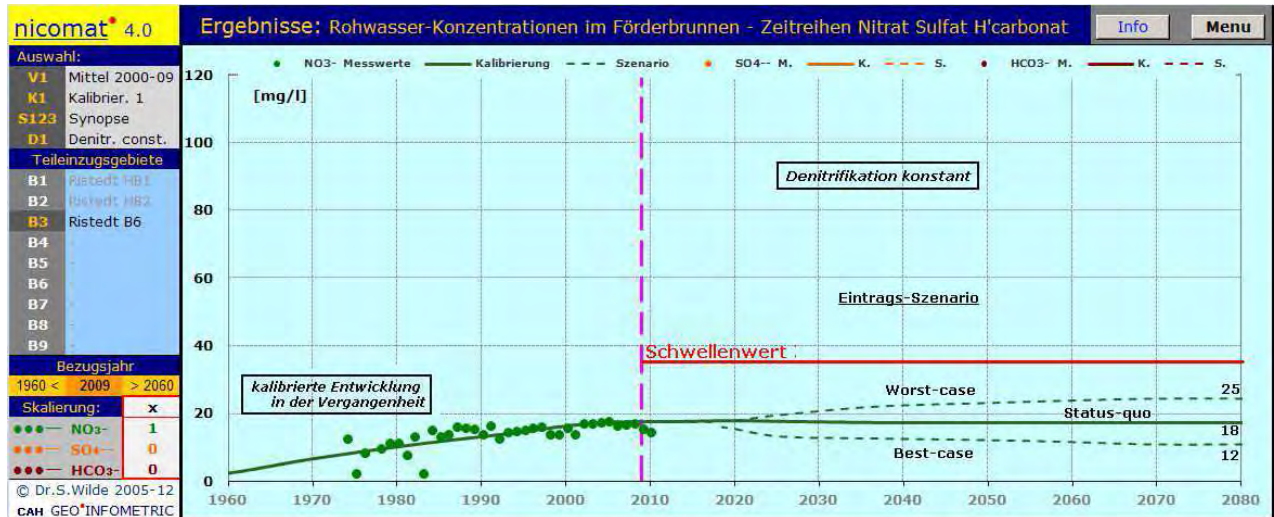


Abb. 8-7 Beispiel von Szenarienberechnungen (hier WGG Ristedt, Br. B6) unter der Prämisse „Denitrifikation konstant“ (Prognose mit Nitratabbau); dargestellt ist die Nitratkonzentrationsentwicklung der Eintrags-szenarien „Worst case“ und „Best case“ (gestrichelt) im Vergleich mit dem „Status quo“-Szenario.

Tab. 8-1 Beispiel einer tabellarischen Zusammenfassung der Ergebnisse der Prognoseberechnungen und der daraus abgeleiteten Bewertungen im Nicomat-Verfahren.

Prognose-Annahme	Abbauleistung	Eintrags-Szenario	Nitrat im Rohwasser stationär	... nach ca. 30 J. (Fließzeit)	Schwellenwert nach ca. ... J. erreicht	Bewertung (nach Prognose-Annahme)
TEZG Ristedt HB 1						
Denitrifikation „konstant“	„heute“ ≈ 99 %	„Best case“	< 1 mg/l			nachhaltig
		„Status quo“	< 1 mg/l			
		„Worst case“	< 1 mg/l			
Denitrifikation „null“	ab „heute“ = 0 %	„Best case“	≈ 18 mg/l	≈ 9 mg/l	--	nachhaltig
		„Status quo“	≈ 34 mg/l	≈ 18 mg/l	--	
		„Worst case“	≈ 54 mg/l	≈ 28 mg/l	≈ 45 Jahre	
		„Nachhaltig“	37,5 mg/l	keine Minderung N-Eintrag Acker erforderlich		
Gesamtbewertung der Stufe 2: derzeit nachhaltig						

TEZG Ristedt B 6						
Denitrifikation „konstant“	„heute“ ≈ 75 %	„Best case“	≈ 12 mg/l			nachhaltig
		„Status quo“	≈ 18 mg/l			
		„Worst case“	≈ 25 mg/l			
Denitrifikation „null“	ab „heute“ = 0 %	„Best case“	≈ 47 mg/l	≈ 40 mg/l	≈ 25 Jahre	nicht nachhaltig
		„Status quo“	≈ 70 mg/l	≈ 58 mg/l	≈ 12 Jahre	
		„Worst case“	≈ 100 mg/l	≈ 80 mg/l	≈ 10 Jahre	
		„Nachhaltig“	37,5 mg/l	bei Minderung N-Eintrag Acker um $\Delta \approx 30 \text{ kgN}/(\text{ha}\cdot\text{a})$		
Gesamtbewertung: in Stufe 2 nicht bewertbar, Bearbeitungsstufe 3 empfohlen						

Eine synoptische Zusammenfassung der Ergebnisse der Szenarienberechnungen aller in Stufe 2 untersuchten WGG und TEZG bietet die Tabelle 8-3. Dort sind die sich stationär ergebenden Nitratkonzentrationen aufgelistet, die sich je nach Eintragsszenario jeweils unter den beiden Annahmen Denitrifikation „konstant“ und „null“ rechnerisch ergeben. Werte oberhalb des Schwellenwertes ($> 37,5 \text{ mg/l}$) sind für das jeweilige Szenario als „nicht nachhaltig“ (orange, Tab. 8-2) gekennzeichnet. Die resultierende Gesamtbewertung nach Stufe 2 gibt an, ob die Bewirtschaftung des Gebietes als „derzeit nachhaltig“ (grün), „nicht nachhaltig“ (rot) oder „in Stufe 2 nicht bewertbar“ (gelb) eingeordnet wird. Im letzteren Fall wird die Bearbeitung der nächsten Stufe 3 empfohlen.

Darüber hinaus ist angegeben, um welche Fracht (Δ -Wert in $\text{kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$, blaue Spalte in Tab. 8-2) der Eintrag auf landwirtschaftlichen Nutzungsflächen (Acker) im Mittel des Einzugsgebietes rechnerisch gemindert werden muss, um den Schwellenwert ($37,5 \text{ mg/l}$) langfristig (stationär) unter der Annahme „Denitrifikation null“ zu unterschreiten (Szenario „Nachhaltigkeit“). Wird der Schwellenwert im „Status quo“ unter dieser Annahme bereits unterschritten, ist keine zusätzliche Minderung erforderlich ($\Delta=0$). Der Δ -Wert wird dazu genutzt, um die Werthaltigkeit des Nitratabbaus abzuschätzen (s. Kap. 9.3).

Nach der Entwicklung der Nitrat-Prognose unter der Prämisse „Denitrifikation null“ und der daraus abgeleiteten Bewertung zur Nachhaltigkeit lassen sich folgende Fälle (Gruppen I-a bis II-e; Tab. 8-2) unterscheiden, denen man die in der Bearbeitungsstufe 2 untersuchten Wassergewinnungsgebiete (WGG) bzw. Teileinzugsgebiete (TEZG) zuordnen kann:

Tab. 8-2 Bewertung der Nachhaltigkeit in Bearbeitungsstufe 2 und Zuordnung der Gebiete.

<u>Prognosestyp (a - e)</u> Kriterien: Überschreiten des Schwellenwertes (Nitratkonzentration $37,5 \text{ mg/l}$) und Zeitraum (Fließzeit 30 Jahre)	<u>Gruppe I</u> (annähernd) vollständige Nitratabbauleistung im GWL / keine oder geringe Nitratkonzentrationen im Rohwasser	<u>Gruppe II</u> unvollständige oder nachlassende Nitratabbauleistung im GWL / signifikante Nitratkonzentrationen im Rohwasser
>> Bewertung	Projektbeispiele der Bearbeitungsstufe 2 (WGG/TEZG)	
a. Stationär unter $37,5 \text{ mg/l}$ >> derzeit nachhaltig	<u>Gruppe I-a</u> Nordheide-Ost, Ristedt HB1, Garßen-West, Lengerich B4, Berkhof-Ost B32-B38, Quenhorn VB4	<u>Gruppe II-a</u> Niep (gesamt), Bockum-Nordheber, Bockum-Südheber
b. Stationär über $37,5 \text{ mg/l}$, nach 30 J. noch deutlich unter $37,5 \text{ mg/l}$ >> derzeit nachhaltig	<u>Gruppe I-b</u> Allmendfeld-Nord	<u>Gruppe II-b</u> (kein Projektbeispiel)
c. Stationär über $37,5 \text{ mg/l}$ und nach 30 J. etwa bei $35\text{-}40 \text{ mg/l}$ (Grenzbereich der Bewertung) >> (knapp) nicht nachhaltig (bei Annahme ohne Nitratabbau) >> nächste Stufe empfohlen	<u>Gruppe I-c</u> Berkhof-Ost B52-B60	<u>Gruppe II-c</u> Brochterbeck-Nordwest, Liebenau-Ost
d. Stationär und innerhalb 30 J. bereits deutlich über $37,5 \text{ mg/l}$ >> nicht nachhaltig (bei Annahme ohne Nitratabbau) >> nächste Stufe BS 3 bzw. 4 empfohlen	<u>Gruppe I-d</u> Ristedt HB2, Garßen-Ost, Ortheide (gesamt), Brochterbeck-Süd, Dülken Br. 7, Quenhorn VB1/HB1, VB2/HB2	<u>Gruppe II-d</u> Begatal (gesamt), Ristedt B6, Anrath (gesamt), Forstwald (gesamt), Quenhorn VB3
e. Heute bereits über $37,5 \text{ mg/l}$ und kein Rückgang erkennbar >> abschließende Bewertung nicht nachhaltig >> nach Kriterien keine weitere Bearbeitungsstufe (nach Plan aber durchgeführt)	(entfällt)	<u>Gruppe II-e</u> Lengerich B2, Dülken Br. 6

Tab. 8-3 Übersicht über die Berechnungsergebnisse der Prognoseszenarien („Best case“, „Status quo“, „Worst case“, für Denitrifikation „konstant“ oder „null“) in der Bearbeitungsstufe 2 (Nicomat-Verfahren, ggf. Validierung aus Stufe 3) und Bewertung zur Nachhaltigkeit.

max. Bearb. Stufe BS	Nitrat-Abbauleistung ca. %	Nicomat-Eintragszenario - Prognose stationär*						Nachhaltig bei Minderung um Δ (kg N/ha.a)	Bewertung gesamt nach Stufe 2	Wassergewinnungsgebiet (WVU) Brunnen-Teileinzugsgebiet
		Denitr. "konstant"			Denitr. "null"					
		Best case	Status quo	Worst case	Best case	Status quo	Worst case			
BS2	100%	0	0	0	25	33	57	$\Delta = 0$		2 Nordheide-Ost (Hamburger Ww) Nordheide-Ost (NH O1-O24)
BS2	60%	20	27	53	50	68	131	$\Delta \approx 30$		3 Begatal (WBV Begatal) Begatal gesamt
BS2	65%	7	13	29	20	39	88	$\Delta \approx 2$		4 Liebenau (Harzwasserwerke) 1 Liebenau-Ost (LB I-V)
BS4	100%	0	0	0	18	34	54	$\Delta = 0$		5 Ristedt (Harzwasserwerke) 1 Ristedt HB1 2 Ristedt HB2 3 Ristedt B6
	100%	0	0	0	59	72	103	$\Delta \approx 30$		
	75%	12	18	25	47	70	100	$\Delta \approx 30$		
BS2	100%	0	0	0	32	36	58	$\Delta = 0$		6 Garßen (Stw Celle) 1 Garßen-West 2 Garßen-Ost
	100%	0	0	0	52	62	112	$\Delta \approx 30$		
BS3	100%	0	0	0	51	76	110	$\Delta \approx 65$		7 Ortheide (Stw Emsdetten) 1 Ortheide gesamt / B3 (EB 8,9,11)
BS3	35%	35	40	95	54	62	100	$\Delta \approx 50$		8 Lengerich (WV Tecklenb. Land) 1 Lengerich B2 2 Lengerich B4
	100%	0	0	0	24	31	61	$\Delta = 0$		
BS3	45%	18	24	41	33	43	75	$\Delta \approx 8$		9 Brochterbeck (WV Tecklenb. Land) 1 Brochterbeck-Nordwest V3-V5 2 Brochterbeck-Süd V10-V12
	95%	3	4	5	50	66	116	$\Delta \approx 30$		
BS3	100%	0	0	0	26	34	47	$\Delta = 0$		10 Berkhof-Ost/Fuhrb.Feld (Stw Hannover) 1 Berkhof-Ost B32-B38 2 Berkhof-Ost B52-B60
	100%	0	0	0	34	49	75	$\Delta \approx 25$		
BS4	90%	2	2	3	12	22	36	$\Delta = 0$		12 Niep (ENNI, Moers) Niep gesamt
BS3	85%	10	14	25	63	92	164	$\Delta \approx 55$		13 Anrath (Stw Willich) Anrath gesamt
BS4	95%	6	8	12	70	102	155	$\Delta > 70$		14 Forstwald (SWK Aqua, Krefeld) Forstwald gesamt
BS4	10%	58	107	163	62	117	177	$\Delta \approx 70$		16 Dülken (Niederrheinwasser) 2 Dülken Br. 6 3 Dülken Br. 7
	70%	19	31	43	64	102	142	$\Delta \approx 75$		
BS2	95%	2	2	4	37	44	79	$\Delta \approx 10$		18 Quenhorn (Stw Gütersloh) 1 Quenhorn VB1+HB1 2 Quenhorn VB2,HB2,VB5 3 Quenhorn VB3 4 Quenhorn VB4
	90%	4	5	8	36	46	97	$\Delta \approx 10$		
	40%	20	25	53	33	41	87	$\Delta \approx 5$		
	100%	0	0	0	25	31	74	$\Delta = 0$		
BS2	25%	13	13	44	18	18	58	$\Delta = 0$		19 Bockum (Stw Duisburg) 1 Bockum-Nordheber 2 Bockum-Südheber
	10%	nicht berechnet (Bewertung übertragbar)						$\Delta = 0$		
BS3	100%	0	0	0	43	50	87	$\Delta = 20$		20 Allmendfeld (Hessenwasser) 1 Allmendfeld-Nord (B10-B15)

* Werte für das Szenario in mg/l (stationär)	derzeit
Bewertung für das entsprechende Szenario nach Schwellenwert (37,5 mg/l)	nachhaltig
unter Schwellenwert = "nachhaltig"	nächste
"nachhaltig" aufgrund langer Fließzeiten (nach 30 J. noch unter Schwellenwert)	Stufe
über Schwellenwert = "nicht nachhaltig"	empfohlen
	nicht
	nachhaltig



Abb. 8-8

Ergebnisse der Bewertung der Nachhaltigkeit mit dem Nicomat-Verfahren in der Bearbeitungsstufe 2.

Von den 27 auf Stufe 2 bearbeiteten Gebieten wurden zwei als „nicht nachhaltig“ erkannt. Etwa ein Drittel der Gebiete ist als nachhaltig zu bewerten (Abb. 8-8). Knapp die Hälfte der Gebiete sind auf Stufe 2 nicht bewertbar und sind mindestens bis zur dritten Stufe zu bearbeiten.

Die Prognoseentwicklungen unter den Prämissen Denitrifikation „konstant“ oder „null“ sind als Nicomat-Diagramme für alle untersuchten WGG bzw. TEZG dargestellt und bewertet. In der folgenden Zusammenstellung (Tab. 8-4) ist für jede Gruppe bzw. jeden Prognosetyp ein Beispiel mit der Prognose „Denitrifikation null“ ausgewählt.

Tab. 8-4: Beispielhafte Darstellungen der Berechnungsergebnisse mit dem Nicomat-Verfahren, jeweils Prognose unter der Annahme „Denitrifikation null“ zur Bewertung der Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung.

Gruppe I: (annähernd) vollständige Nitratabbauleistung im GWL und keine oder geringe Nitratkonzentrationen im Rohwasser:

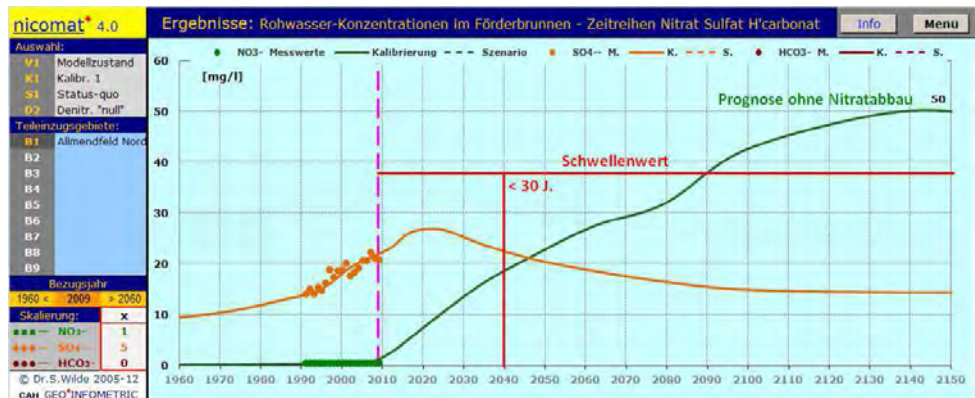
Gruppe I-a

Stationär unter 37,5 mg/l
 >> **derzeit nachhaltig**
 6 Gebiete, Beispiel:
Ristedt HB1



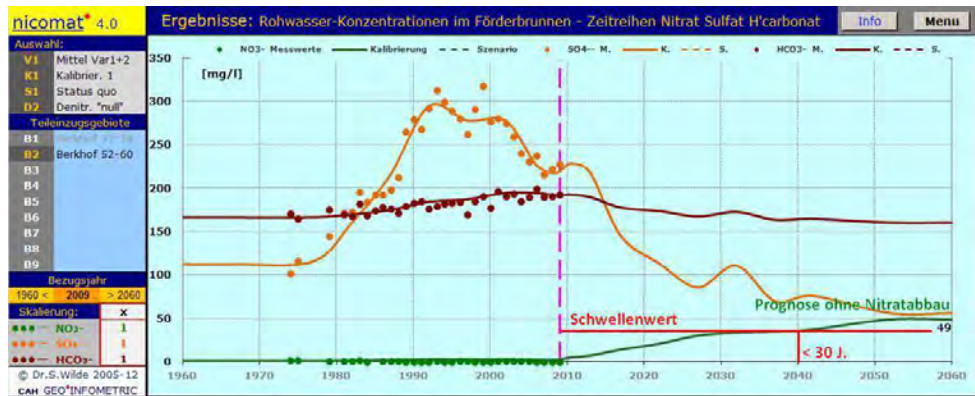
Gruppe I-b

Stationär über 37,5 mg/l, nach 30 J. noch deutlich unter 37,5 mg/l
 >> **derzeit nachhaltig**
 1 Gebiet, Beispiel:
Allmendfeld-Nord



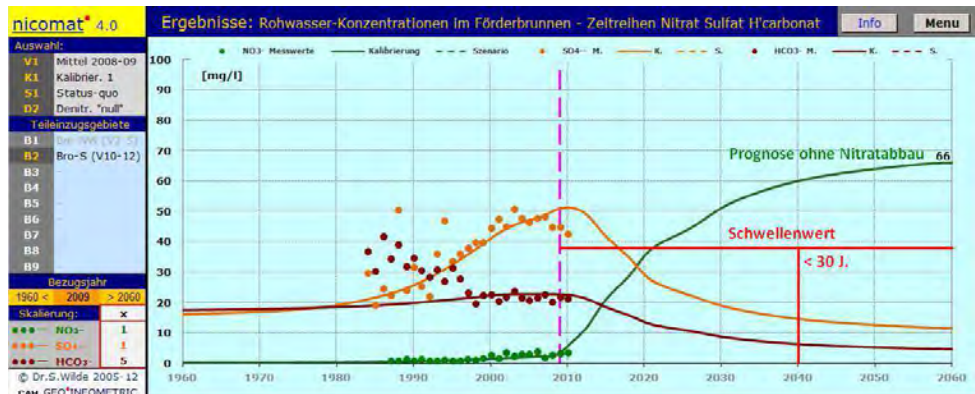
Gruppe I-c

Stationär über 37,5 mg/l und nach 30 J. etwa bei 35-40 mg/l (Grenzbereich der Bewertung)
 >> (knapp) **nicht nachhaltig** (bei Annahme ohne Nitratabbau) >> **nächste Stufe** empfohlen
 1 Gebiet, Beispiel:
Berkhof-Ost B52-B60



Gruppe I-d

Stationär und innerhalb 30 J. bereits deutlich über 37,5 mg/l
 >> **nicht nachhaltig** (bei Annahme ohne Nitratabbau)
 >> **nächste Stufe** BS 3 bzw. BS 4 empfohlen
 7 Gebiete, Beispiel:
Brochterbeck-Süd



Gruppe II: unvollständige oder nachlassende Nitrat-abbauleistung im GWL und signifikante Nitratkonzentrationen im Rohwasser

Gruppe II-a

Stationär unter 37,5 mg/l
 >> **derzeit nachhaltig**

3 Gebiete, Beispiel:
Bockum-Nordheber



Gruppe II-c

Stationär über 37,5 mg/l und nach 30 J. etwa bei 35-40 mg/l (Grenzbereich der Bewertung)
 >> (knapp) **nicht nachhaltig** (bei Annahme ohne Nitrat-abbau) >> **nächste Stufe** empfohlen

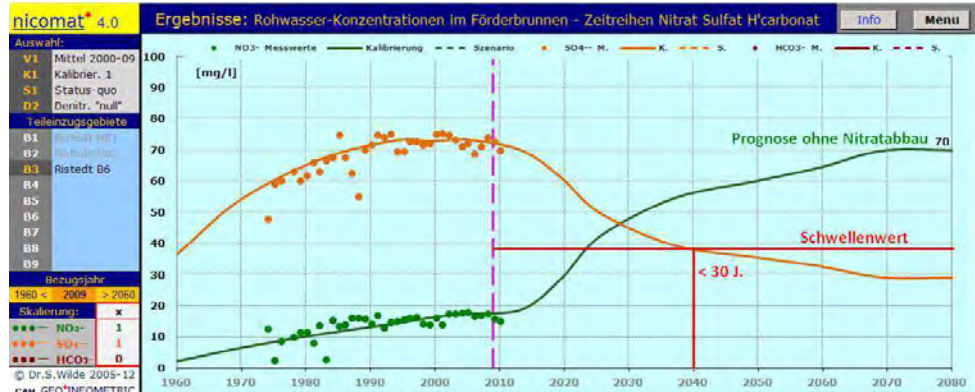
2 Gebiete, Beispiel:
Liebenau-Ost



Gruppe II-d

Stationär und innerhalb 30 J. bereits deutlich über 37,5 mg/l
 >> **nicht nachhaltig** (bei Annahme ohne Nitrat-abbau) >> **nächste Stufe** BS 3 bzw. 4 empfohlen

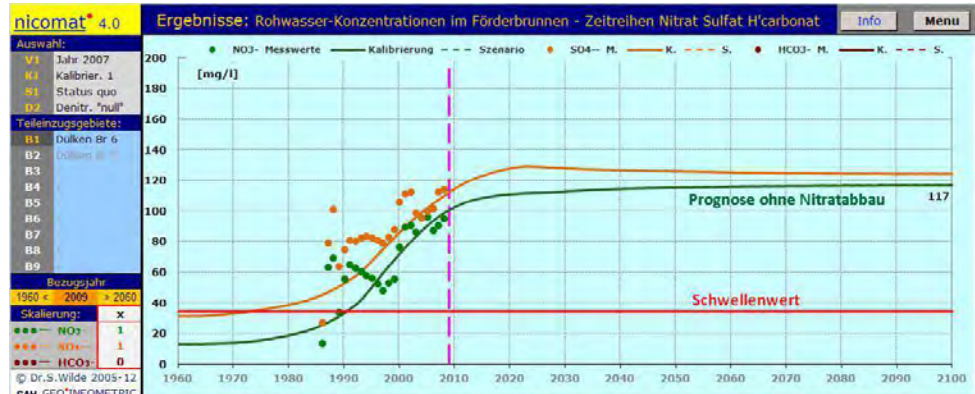
5 Gebiete, Beispiel:
Ristedt B6



Gruppe II-e

Heute bereits über 37,5 mg/l und kein Rückgang erkennbar >> abschließende Bewertung **nicht nachhaltig** >> nach Kriterien keine weitere Bearbeitungsstufe (nach Plan aber durchgeführt)

2 Gebiete, Beispiel:
Dülken Br. 6



8.4 Anwendung der Stoffflussmodellierung (BS 3)

Eine „hydrogeochemische Validierung“ des Nicomat-Verfahrens mittels Stoffflussmodellierung (Bearbeitungsstufe 3) wurde für 16 TEZG (in 10 WGG) durchgeführt (Abb. 8-10). Neben 11 TEZG, die aufgrund der Bewertung auf Stufe 1 bzw. Stufe 2 bereits als „nachhaltig“ bzw. „nicht nachhaltig“ erkannt werden konnten (Abb. 8-2), waren 5 TEZG zu bewerten, bei denen ein Nachlassen des Nitratabbauvermögens zu Nitratkonzentrationen im Rohwasser oberhalb des Schwellenwertes (37,5 mg/l) führen könnte („Bewertung auf Stufe 2 nicht möglich“). Eine Bewertung dieser Gebiete ist mit dem Kenntnisstand auf Stufe 3 nach den erarbeiteten Bewertungskriterien (Kap. 4) möglich, wenn eine Abnahme der Abbauleistung bzw. eine Änderung der Abbauprozesse innerhalb des Bewertungszeitraumes nicht zu befürchten ist. Mögliche Anzeichen für ein Nachlassen des Nitratabbauvermögens können mit hydrogeochemischen Stoffflussmodellen erkannt und zeitliche Veränderungen der Denitrifikationsprozesse im GWL bestimmt werden.

Anzeichen nachlassenden Nitratabbauvermögens

Die erzielten Ergebnisse zum Ausmaß nachlassenden Nitratabbauvermögens in den 16 untersuchten TEZG sind in Abb. 8-9 zusammengefasst.

Der Vergleich der anhand der Stoffflussmodellierung identifizierten Abbauleistung zu Beginn der Grundwasserentnahme (je nach Datenlage teilweise 1960er Jahre, teilweise erst 1990er Jahre) mit der aktuellen Abbauleistung zeigt, dass in sieben Untersuchungsgebieten die Abbauleistung teils deutlich abgenommen hat. In rd. der Hälfte der Gebiete konnte keine Änderung erkannt werden, in einem Gebiet hat die abgeleitete Abbauleistung sogar leicht zugenommen. Neben der Änderung der Abbauleistung ist in neun Untersuchungsgebieten eine teils deutliche Veränderung der Umsatzanteile der Denitrifikationsprozesse im GWL festzustellen. Hohe Abnahmen der Abbauleistung treten vor allem in den Gebieten auf, die ohnehin schon eine geringe Abbauleistung aufweisen. In nahezu allen Fällen, in denen sich die Anteile der Denitrifikationsprozesse änderten, kam es zu einer Abnahme des Anteils der autolithotrophen zugunsten der heterotrophen Denitrifikation (Abb. 8-11).

Eine synoptische Zusammenstellung der mittels Stoffflussmodellierung retrospektiv abgeleiteten Änderungen der Abbauleistung und der Denitrifikationsprozesse ist in Abb. 8-10 gegeben. Wird die Nitratabbauleistung über den Umsatzanteil der heterotrophen bzw. autolithotrophen Denitrifikation (Anteil OC und Anteil Pyrit) aufgetragen, können die untersuchten Gebiete drei unterschiedlichen Fällen zugeordnet werden.

Im „Fall 1“ (Abb. 8-10, oben) tritt praktisch keine nennenswerte Änderung hinsichtlich der Abbauleistung und hinsichtlich der Anteile der Denitrifikationsprozesse innerhalb des bisherigen Förderzeitraumes auf. Für diese Gebiete kann die zukünftige Nitratkonzentration im Rohwasser mit dem „hydrogeochemisch validierten“ Nicomat-Verfahren unter der plausiblen Maßgabe eines auch in den nächsten 30 Jahren konstanten Nitratabbauvermögens prognostiziert werden. Für diese Gebiete kann eine eindeutige Bewertung der Nachhaltigkeit auf der dritten Stufe erfolgen.

Im „Fall 2“ (Abb. 8-10, Mitte) stellen die berechneten Nicomat-Szenarien unter der Annahme einer konstanten bzw. einer gänzlich fehlenden Nitratabbauleistung selbst keine realitätsnahen Prognosen dar, sondern nur die Ober- und Untergrenzen eines „Prognosekorridors“. Dieser Fall umfasst diejenigen Gebiete, in denen eine nennenswerte Änderung der Abbauleistung und/ oder der Anteile der Abbauprozesse festgestellt wurde. Die dargestellten Entwicklungspfade spiegeln die grundlegende hydrogeochemische Modellvorstellung wider (s. Kap. 5.1). Hier führt der anhaltend hohe Eintrag von Nitrat zu einem sukzessiven Aufbrauch der reduktiven Pyrit-Vorräte der wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleiter. Der Verlust an pyritgebundenem Nitratabbauvermögen in der reduzierten Zone wird in unterschiedlichem Maße durch organisch gebundenen Kohlenstoff kompensiert. Bei einer vollständigen Kompensierung bleibt die Nitratabbauleistung unverändert. In einigen Gebieten zeigt sich aber auch ein damit einhergehender Verlust an Abbauleistung. Hier ist der organisch gebundene Kohlenstoff nicht in der Lage, die

Verluste vollständig zu kompensieren. Eine zuverlässige Prognose der Nitratkonzentration im Rohwasser muss auch die Auswirkungen eines nachlassenden Nitratabbauvermögens berücksichtigen. Dies ist nur anhand der Bearbeitungsstufe 4 möglich. Der typische Trendverlauf („Fall 2“), der zunächst die nachlassende autolithotrophe Denitrifikation größtenteils durch eine heterotrophe kompensiert, bevor ein deutliches Nachlassen des Nitratabbauvermögens einsetzt, ist in Abb. 8-10a vereinfacht dargestellt.

Der „Fall 3“ (Abb. 8-10, unten) fasst die Gebiete zusammen, in denen retrospektiv zwar ebenfalls Änderungen in den Abbauprozessen und den Abbauleistungen erkannt wurden, die sich aber nicht entsprechend der übergeordneten hydrogeochemischen Modellvorstellung erklären lassen. Hier spielen einzugsgebietspezifische Besonderheiten eine Rolle, beispielsweise zunehmende Anteile an Oberflächengewässersinfiltrationen, Einbeziehung von Gebieten mit hoher Extensivierung der Bewirtschaftung, eine grundlegende Änderung der Nutzung (Golfplatz, Beispiel Niep) oder besondere hydrogeologische Gegebenheiten (Durchströmung pyrithaltiger grundwasserhemmender Schichten, Beispiel Dülken).

max. Bearb. Stufe BS	Nitrat-Abbauleistung ca. %	Denitrifikation Umsatzanteile / Trend		Eintragungsszenario - Prognose (Nicomat)*						Bewertung gesamt nach Stufe 3	Wassergewinnungsgebiet (WVU) Brunnen-Teileinzugsgebiet
		% über FeS ₂ autolithotr.	% über OC heterotroph	Denitr. „konstant“			Denitr. „null“				
		Best case	Status quo	Worst case	Best case	Status quo	Worst case				
BS4	→ 100%	≈ 55-65 %	≈ 35-45 %	0	0	0	18	34	54	**	5 Ristedt (Harzwasserwerke) 1 Ristedt HB1 2 Ristedt HB2 3 Ristedt B6
	→ 100%	80 ↘ 75 %	20 ↗ 25 %	0	0	0	59	72	103	**	
	95 ↘ 75%	75 ↘ 55 %	25 ↗ 45 %	12	18	25	47	70	100		
BS3	→ 100%	25 ↘ 10 %	75 ↗ 90 %	0	0	0	51	76	110	**	7 Ortheide (Stw Emsdetten) 1 Ortheide gesamt / B3 (EB 8,9,11)
BS3	≈ 60%	≈ 65 %	≈ 35 %	35	40	95	54	62	100		8 Lengerich (WV Tecklenb. Land) 1 Lengerich B2 2 Lengerich B4
	100%	≈ 25 %	≈ 75 %	0	0	0	24	31	61	**	
BS3	75 ↘ 50%	≈ 55-65 %	≈ 35-45 %	18	24	41	33	43	75		9 Brochterbeck (WV Tecklenb. Land) 1 Brochterbeck-Nordwest V3-V5 2 Brochterbeck-Süd V10-V12
	100 ↘ 95%	50 ↘ 45 %	50 ↗ 55 %	3	4	5	50	66	116	**	
BS3	→ 100%	≈ 95 %	≈ 5 %	0	0	0	26	34	47	**	10 Berkhof-Ost/Fuhrb.Feld (Stw Hannover) 1 Berkhof-Ost B32-B38 2 Berkhof-Ost B52-B60
	→ 100%	75 ↗ 90%	25 ↘ 10 %	0	0	0	34	49	75	**	
BS4	70 ↗ 90%	≈ 60-65 %	≈ 35-40 %	2	2	3	12	22	36		12 Niep (ENNI, Moers) Niep gesamt
BS3	90 ↘ 85%	85 ↘ 5 %	15 ↗ 95 %	10	14	25	63	92	164		13 Anrath (Stw Willich) Anrath gesamt
BS4	95 ↘ 85%	45 ↘ 20 %	55 ↗ 80 %	6	8	12	70	102	155		14 Forstwald (SWK Aqua, Krefeld) Forstwald gesamt
BS4	40 ↘ 10%	0 ↗ 90 %	100 ↘ 10 %	58	107	163	62	117	177		16 Dülken (Niederrheinwasser) 2 Dülken Br. 6 3 Dülken Br. 7
	90 ↘ 70%	0 ↗ 60%	100 ↘ 40 %	19	31	43	64	102	142		
BS3	→ 100%	≈ 60%	≈ 40 %	0	0	0	43	50	87	**	20 Allmendfeld (Hessenwasser) 1 Allmendfeld-Nord (B10-B15)
* Werte für das Szenario in mg/l (stationär) Bewertung für das entsprechende Szenario nach Schwellenwert (37,5 mg/l) unter Schwellenwert = "nachhaltig" "nachhaltig" aufgrund langer Fließzeiten (nach 30 J. noch unter Schwellenwert) über Schwellenwert = "nicht nachhaltig"										derzeit nachhaltig nächste Stufe empfohlen nicht nachhaltig	
** nachhaltig in Stufe 3, da Nitrabbauleistung (nahezu) konstant											

Abb. 8-9 Ergebnisse der berechneten Nitratabbauleistung und Umsatzanteile (autolitho-/ heterotrophe Denitrifikation) sowie Ergebnisse der Prognoseszenarien („Best case“, „Status quo“, „Worst case“ für Denitrifikation „konstant“ oder „null“) in der Bearbeitungsstufe 3. Aufbauend auf den Berechnungsergebnissen wurde die Bewirtschaftungsweise als „derzeit nachhaltig“ („grün“) in den Gebieten bewertet, in denen kein deutliches Nachlassen der Nitratabbauleistung im Modellzeitraum zu erkennen war. Die in der Spalte Bewertung „gelb“ markierten TEZG können in Stufe 3 nicht bewertet werden, weshalb die Durchführung der nächsten Stufe 4 für diese Gebiete empfohlen wird.

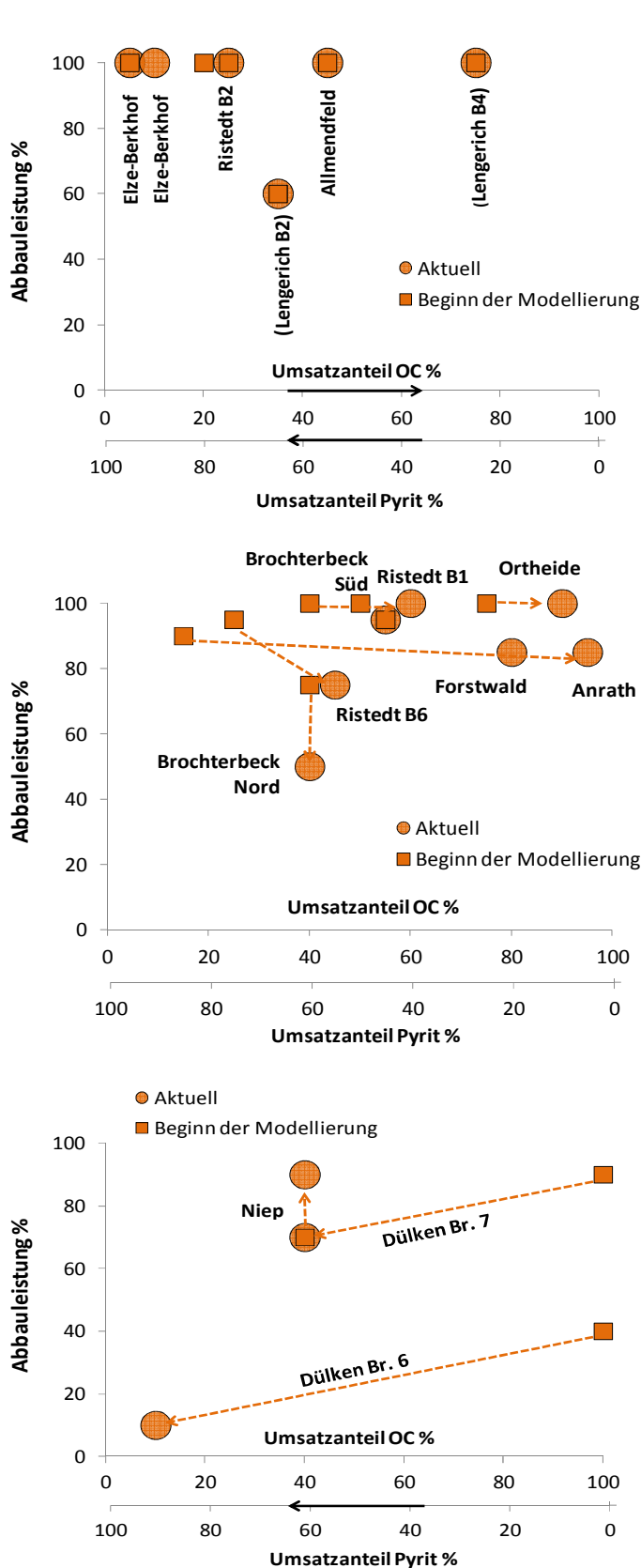


Abb. 8-10 Entwicklung der Nitratabbauleistung und der Umsatzanteile der autolithotrophen (Pyrit) und heterotrophen (OC) Denitrifikation in den Untersuchungsgebieten.

Fall 1: Nitratabbauleistung konstant

- **bewertbar auf Stufe 3**

Keine signifikanten Änderungen hinsichtlich Nitratabbauleistung und Anteilen der Denitrifikationsprozesse.

6 von 16 untersuchten Gebieten.

Die TEZG Lengerich B2 und B4 sind in Klammern gesetzt, da die Brunnen erst seit wenigen Jahren fördern und nur ein kurzer Retrospektivzeitraum für die Ableitung von Änderungen der Denitrifikationsprozesse betrachtet werden kann.

Fall 2: Nitratabbauleistung nicht konstant („typischer“ Trendverlauf)

- **nicht bewertbar auf Stufe 3,**
- **bewertbar auf Stufe 4**

Signifikante Änderungen hinsichtlich Nitratabbauleistung und Anteilen der Denitrifikationsprozesse mit meist typischem Trendverhalten.

7 von 16 untersuchten Gebieten.

Typischer und häufigster Fall; entspricht der grundlegenden hydrochemischen Modellvorstellung: Pyrit wird aufgezehrt, aber die Abbauleistung bleibt hoch als Folge einer Kompensation durch OC.

Fall 3: Nitratabbauleistung nicht konstant („untypischer“ Trendverlauf)

- **nicht bewertbar auf Stufe 3,**
- **bewertbar auf Stufe 4**

Signifikante Änderungen hinsichtlich Nitratabbauleistung und Anteilen der Denitrifikationsprozesse mit untypischen hydraulischen Einflüssen auf die Abbauleistung.

3 von 16 untersuchten Gebieten.

Entwicklungen, die nicht durch die grundlegende hydrochemische Modellvorstellung erklärt werden, sondern auf einzugsgebietsspezifische hydraulische Besonderheiten zurückzuführen sind.

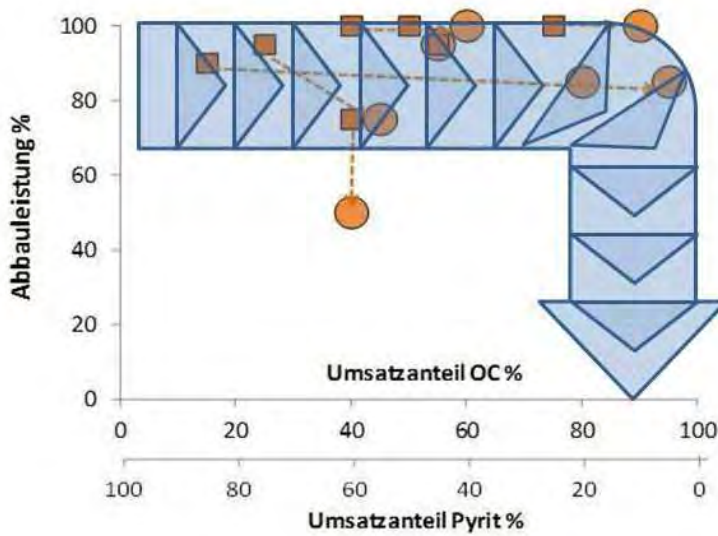


Abb. 8-10a

Schematische Darstellung des typischen Trendverlaufs der Entwicklungspfade der Nitratabbauleistung und der Umsatzanteile der autolithotropen und heterotropen Denitrifikation („Fall 2“). Gebietsbeispiele mit geringer Abbauleistung bei hohem OC-Umsatzanteil liegen hier nicht vor.

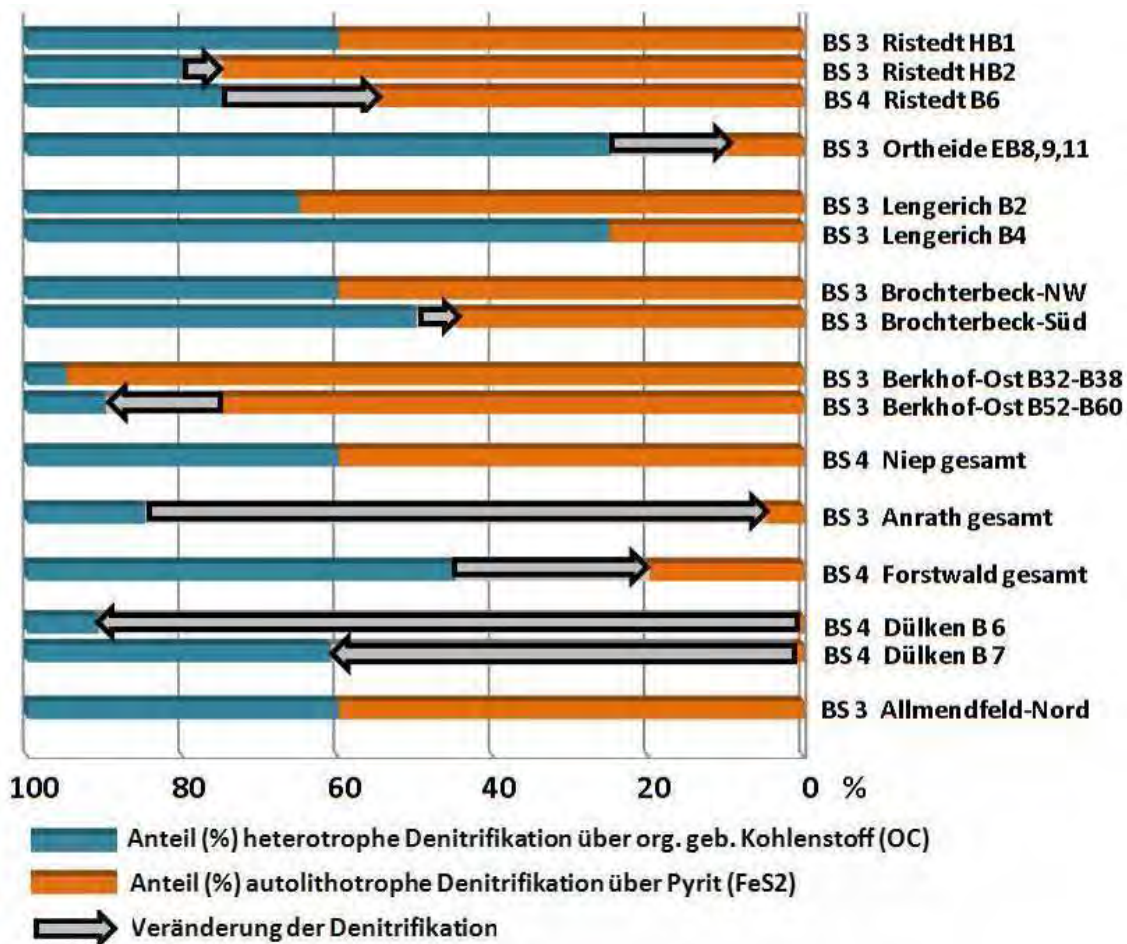


Abb. 8-11 Anteile der hetero- und autolithotropen Denitrifikation am Gesamt-Stoffumsatz des Nitratabbaus in den untersuchten TEZG, nach Berechnungsergebnissen der Stoffflussmodellierung (Gebiete BS 3/4); die Pfeile stellen die Veränderungen der Anteile in der modellierten Zeitspanne dar.

Bewertung der Nachhaltigkeit

Für die Untersuchungsgebiete, in denen retrospektiv keine Abnahme der Abbauleistung bzw. Änderung der Abbauprozesse erkennbar war („Fall 1“), kann auf der Stufe 3 die Nachhaltigkeit anhand einer Nitrat-Prognose mit dem jetzt „hydrogeochemisch validierten“ Nicomat-Verfahren durchgeführt werden. Dazu wurden Prognoserechnungen unter der Maßgabe einer auch in Zukunft konstanten Abbauleistung durchgeführt. Die zukünftige Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Rohwasser wurde für die N-Eintrags-szenarien „Best case“, „Status quo“ und „Worst case“ berechnet. Die Ergebnisse dieser Rechnungen sind ebenfalls in Abb. 8-9 dargestellt.

Die Prognoserechnungen unter Maßgabe eines konstanten Abbauvermögens („Denitrifikation konstant“) zeigen, dass bei Beibehaltung der gegenwärtigen N-Eintragssituation („Status quo“-Szenario) in 14 der 16 TEZG die Nitratkonzentrationen im Rohwasser innerhalb der nächsten 30 Jahre weiterhin unterhalb des Schwellenwertes (37,5 mg/l) verbleiben werden. Allerdings sind von diesen 14 Gebieten 5 hinsichtlich der Nachhaltigkeit nicht bewertbar, da nicht von einem konstanten Nitratabbau ausgegangen werden kann (Abb. 8-12). Für diese 5 Gebiete ist die Stufe 4 erforderlich. Neun Gebiete wurden als derzeit nachhaltig bewertet, auch wenn die N-Eintragssituation unter Ausnutzung des Nitratabbauvermögens teilweise deutlich über den in der DVGW W104-1 geforderten Einträgen liegt. Die Prognoserechnungen im „Worst case“-Szenario machen deutlich, dass in diesen Untersuchungsgebieten die Nitratkonzentration im Rohwasser selbst bei einer Verschlechterung der N-Eintragssituation („Worst case“-Szenario) nicht über den Schwellenwert ansteigen wird. In diesen Gebieten müssen deswegen keine besonderen Anstrengungen unternommen werden, die gegenwärtige N-Eintragssituation auch unter sich ggf. ändernden Flächennutzungsintensitäten beizubehalten. In 2 der 16 TEZG ist dagegen der Schwellenwert auch bei konstanter Denitrifikation schon im „Status quo“-Szenario überschritten, so dass die Bewirtschaftung in diesen Gebieten als „nicht nachhaltig“ zu bewerten ist.



Abb. 8-12

Ergebnisse der Bewertung der Nachhaltigkeit mit Hilfe der Stoffflussmodellierung der Bearbeitungsstufe 3.

8.5 Anwendung der reaktiven Stofftransportmodellierung (BS 4)

Wird mit der Stoffflussmodellierung und dem validierten Nicomat-Verfahren eine Abnahme der Nitratbauleistung und/ oder eine deutliche Änderung der Anteile der Denitrifikationsprozesse in der bisherigen Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit erkannt, so kann die Prognose unter der Annahme eines konstanten Nitratabbaus keine realitätsnahe Entwicklung darstellen. Um die Rohwasserbeschaffenheit prognostizieren zu können, muss ein Nachlassen des Nitratabbauvermögens bei den Prognosen berücksichtigt werden. Hierzu ist eine reaktive Stofftransportmodellierung erforderlich, wie sie auf der vierten Stufe des Bewertungsverfahrens vorgesehen ist (s. Kap. 4.1).

Von den insgesamt 16 auf der Stufe 3 untersuchten Gebieten konnten sieben nicht eindeutig hinsichtlich der Nachhaltigkeit bewertet werden, da die Abbauleistung des wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleiters im Lauf der bisherigen Förderung nachgelassen hat und es zu einer Änderung der Abbauprozesse kam. Der Aufwand für die Bearbeitung der Gebiete wurde im Vorfeld des Forschungsvorhabens abgeschätzt. Von den für die Stufe 4 vorgesehenen vier Gebieten wurden drei tatsächlich als nicht auf der Stufe 3 bewertbar erkannt. Ein Gebiet wurde bereits auf einer vorherigen Bearbeitungsstufe hinsichtlich der Nachhaltigkeit positiv bewertet. Für die vier für die höchste Stufe vorgesehenen Wassergewinnungsgebiete wurden reaktive Stofftransportmodelle aufgebaut. Für zwei Gebiete umfassen die Modelle jeweils das gesamte Einzugsgebiet der Wassergewinnung, in den anderen Gebieten bilden die aufgebauten Modelle je ein oder zwei Teileinzugsgebiete für einzelne Brunnen ab (Tab. 8-5). Insgesamt wurden fünf reaktive Stofftransportmodelle zur Prognose der Nitratkonzentration im Rohwasser unter Berücksichtigung eines nachlassenden Nitratabbauvermögens aufgebaut.

Mit den aufgebauten reaktiven Stofftransportmodellen konnte für alle Gebiete eine hinreichend gute Übereinstimmung mit der gemessenen Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit erzielt werden. Hierbei ist der Parameterumfang gegenüber dem in der Stufe 3 validierten Nicomat-Verfahren deutlich erweitert. Die reaktive Stofftransportmodellierung berechnet neben den Nitrat-, Sulfat- und Hydrogencarbonatkonzentrationen im Rohwasser mindestens auch dessen Konzentrationen an Chlorid, Eisen, Calcium und Magnesium sowie den pH-Wert. Abb. 8-13 zeigt ein Beispiel für den erzielten Abgleich zwischen der gemessenen und der berechneten Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit.

Tab. 8-5 *Aufgebaute reaktive Stofftransportmodelle und Kenntnisstand zum Nitratabbau auf der dritten Stufe des Bewertungsverfahrens*

Wasser-gewinnungsgebiet	Untersuchte Gebiete	Entwicklung der rel. Nitratbauleistung	Entwicklung der Nitratbauprozesse
Niep	gesamtes Einzugsgebiet	1995: 70 % 2010: 85 %	1985: 60 % über Pyrit, 40 % über OC 2010: 60 % über Pyrit, 40 % über OC
Forstwald	Gesamtes Einzugsgebiet	1975: 90 % 2010: 85 %	1975: 45 % über Pyrit, 55 % über OC 2010: 20 % über Pyrit, 80 % über OC
Ristedt	Teileinzugsgebiet Brunnen 6	1975: 80 % 2010: 75 %	1975: 70 % über Pyrit, 30 % über OC 2010: 55 % über Pyrit, 45 % über OC
Dülken	Teileinzugsgebiet Brunnen 6	1975: 40 % 2010: 10 %	1975: 0 % über Pyrit, 100 % über OC 2010: 90 % über Pyrit, 10 % über OC
	Teileinzugsgebiet Brunnen 7	1975: 90 % 2010: 70 %	1975: 0 % über Pyrit, 100 % über OC 2010: 60 % über Pyrit, 40 % über OC

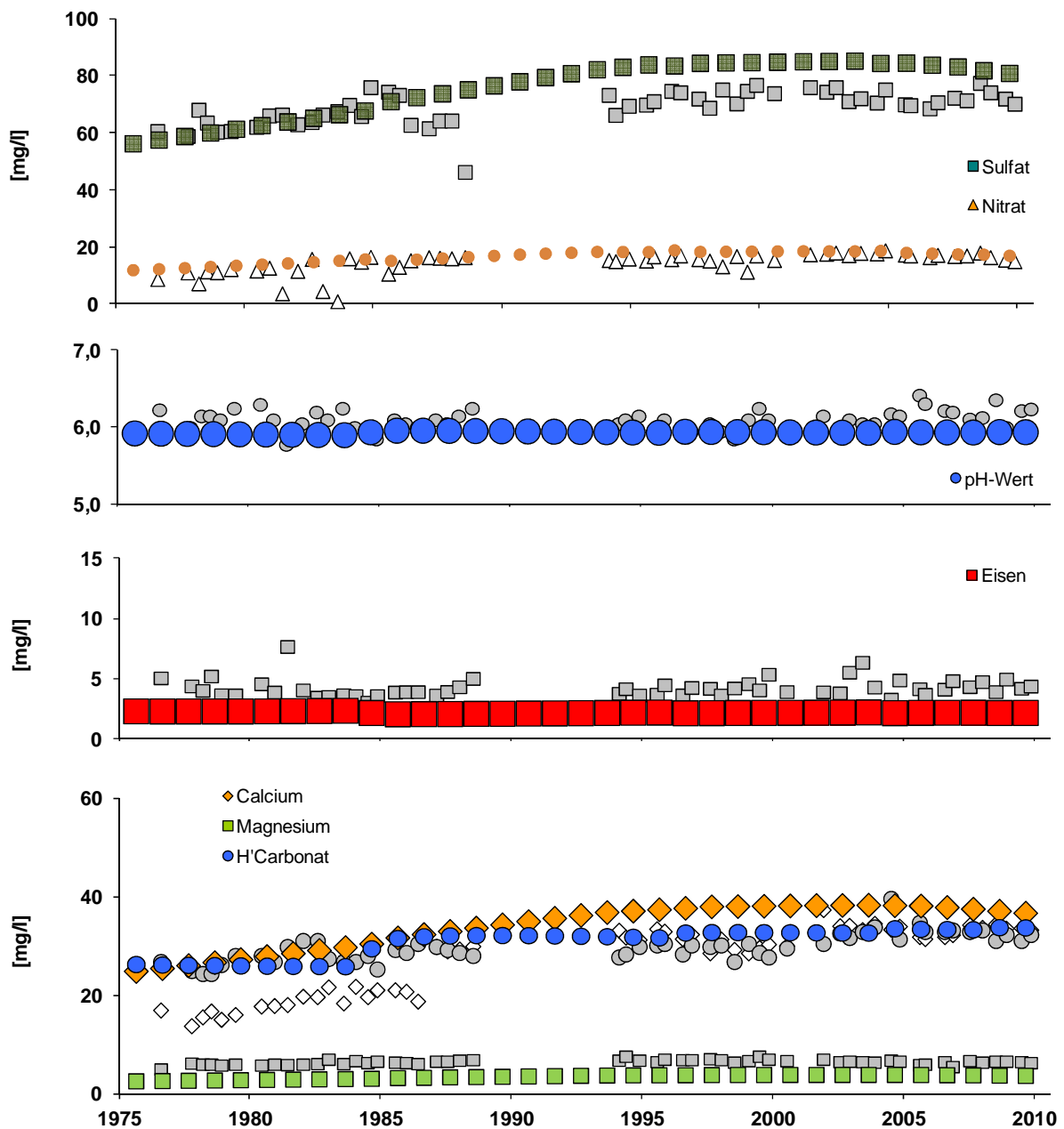


Abb. 8-13 Beispiel für das Ergebnis eines prognosefähigen reaktiven Stofftransportmodells. Mit der berechneten Entwicklung (farbige Symbole) kann die gemessene Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit hinreichend genau nachvollzogen werden.

Anstelle eines einzelnen Parameters wird mit dem reaktiven Stofftransportmodell praktisch die vollständige Rohwasserbeschaffenheit berechnet. Je mehr Parameter in den Abgleich „gemessen zu berechnen“ einbezogen werden, desto eindeutiger und desto zuverlässiger ist das Modell hinsichtlich der richtigen Abbildung der zu Grunde liegenden Prozesse. Als Kriterium für ein prognosefähiges reaktives Stofftransportmodell gilt, dass die gesamte Beschaffenheitsentwicklung – also mindestens alle oben genannten Parameter – in ihrer zeitlichen Entwicklung und in ihren Konzentrationsniveaus retrospektiv nachvollzogen werden müssen.

Zur internen Absicherung wurden für zwei Gebiete (Ristedt, Forstwald) im Vorfeld der Prognoserechnungen umfangreiche Parameterstudien durchgeführt, um die Empfindlichkeit des Modellergebnis-

ses in Bezug auf einzelne Eingangsparameter zu untersuchen. Folgende – meist nur ungenau aus der Geosystemerkundung bekannten – Eingangsparameter wurden untersucht:

- Reaktionskinetik des organisch gebundenen Kohlenstoffs (maximale Umsatzraten)
- OC-Gehalt des Grundwasserleiters
- Pyritgehalt in der reduzierten Zone
- Startwert Fließzeit in der oxidierten Zone

Ein Ergebnisbeispiel einer Parameterstudie ist in Kap. 7.6 (Abb. 7-18) dargestellt. Hier wurde der für das Einzugsgebiet nicht bekannte Pyritgehalt anhand einer Parameterstudie auf mindestens $50 \text{ mg S}^{-1}/\text{kg}$ geschätzt. Diese modellbasierte Vorhersage wurde durch Sedimentuntersuchungen im Nachgang der Modellrechnungen bestätigt.

Die zukünftige Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit wurde für alle Untersuchungsgebiete dieser Bearbeitungsstufe über einen Zeitraum von mindestens 30 Jahren mit den in Kapitel 4.2 definierten Eintragszenarien berechnet.

Die prognostizierte Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Rohwasser unter Berücksichtigung eines nachlassenden Nitratabbauvermögens wird beispielhaft für zwei untersuchte Wassergewinnungsgebiete in den Abbildungen 8-14 und 8-15 gezeigt. Gleichzeitig sind in den Abbildungen auch die mit dem Nicomat-Verfahren (Stufe 3) berechneten Konzentrationsentwicklungen für die drei Eintragszenarien unter der Maßgabe eines in Zukunft „unerschöpflichen“ und damit konstanten Nitratabbauvermögens dargestellt. Verfahrensbedingt können im Nicomat-Verfahren der sukzessive Aufbrauch des Nitratabbauvermögens und die daraus resultierenden Auswirkungen auf die Entwicklung der Nitratkonzentration im Rohwasser nicht berücksichtigt werden. Werden die Prognosen der Stufe 3 unter der Vorgabe eines konstant auf dem derzeitigen Niveau zur Verfügung stehenden Nitratabbauvermögens mit der Rohwasserprognose aus dem reaktiven Stofftransportmodell (Stufe 4) verglichen, zeigt sich der Effekt eines nachlassenden Nitratabbauvermögens.

Beide Gebiete unterscheiden sich hinsichtlich der am Nitratabbau beteiligten Prozesse. So erfolgt der Abbau im ersten Gebiet (WGG Forstwald) überwiegend über OC, Pyrit ist nur in sehr geringen Gehalten vorhanden und wird schnell aufgezehrt. Im zweiten Gebiet (Ristedt) erfolgt der Nitratabbau dagegen überwiegend über Pyrit und nur zu einem geringen Anteil über OC, hier weist der Grundwasserleiter deutlich höhere Gehalte an Pyrit auf. Trotzdem sind die Auswirkungen eines nachlassenden Nitratabbaus in qualitativer Hinsicht vergleichbar. Je höher die Nitrateinträge sind, desto schneller und desto stärker steigen die Nitratkonzentrationen an und desto größer werden die Unterschiede zwischen den Prognosen auf der dritten und der vierten Stufe.

Im „Status quo“-Szenario unterscheiden sich die Konzentrationsentwicklungen im ersten Gebiet erst Anfang der 2030er Jahre. Ein Nachlassen des Nitratabbaus führt hier zu einer um ca. 5 mg/l höheren Nitratkonzentration als in dem Vergleichsszenario mit konstantem Nitratabbau. Im zweiten Gebiet zeigt sich praktisch kein Unterschied mehr. In diesem Gebiet steht ein so großes Abbauvermögen zur Verfügung, dass sich dessen Zehrung nicht nennenswert auswirkt.

Eine intensivierete landwirtschaftliche Flächennutzung mit entsprechend höheren Nitrateintragskonzentrationen („Worst case“-Szenario) verschärft dagegen die Unterschiede zwischen den Modellansätzen deutlich, der fortschreitende Verlust an Nitratabbauvermögen führt zu deutlich höheren Nitratkonzentrationen im Rohwasser. Im ersten Gebiet liegt der Unterschied bei ca. 15 mg/l , im zweiten Gebiet bei rd. 5 mg/l . Damit liegen die Auswirkungen eines nachlassenden Nitratabbauvermögens in diesen Fallbeispielen in einer bewertungsrelevanten Größenordnung.

Für eine bewertbare Prognose der Nitratkonzentrationen im Rohwasser und darauf basierende Grundwasserschutzstrategien muss somit der Verlust des Nitratabbauvermögens berücksichtigt werden.

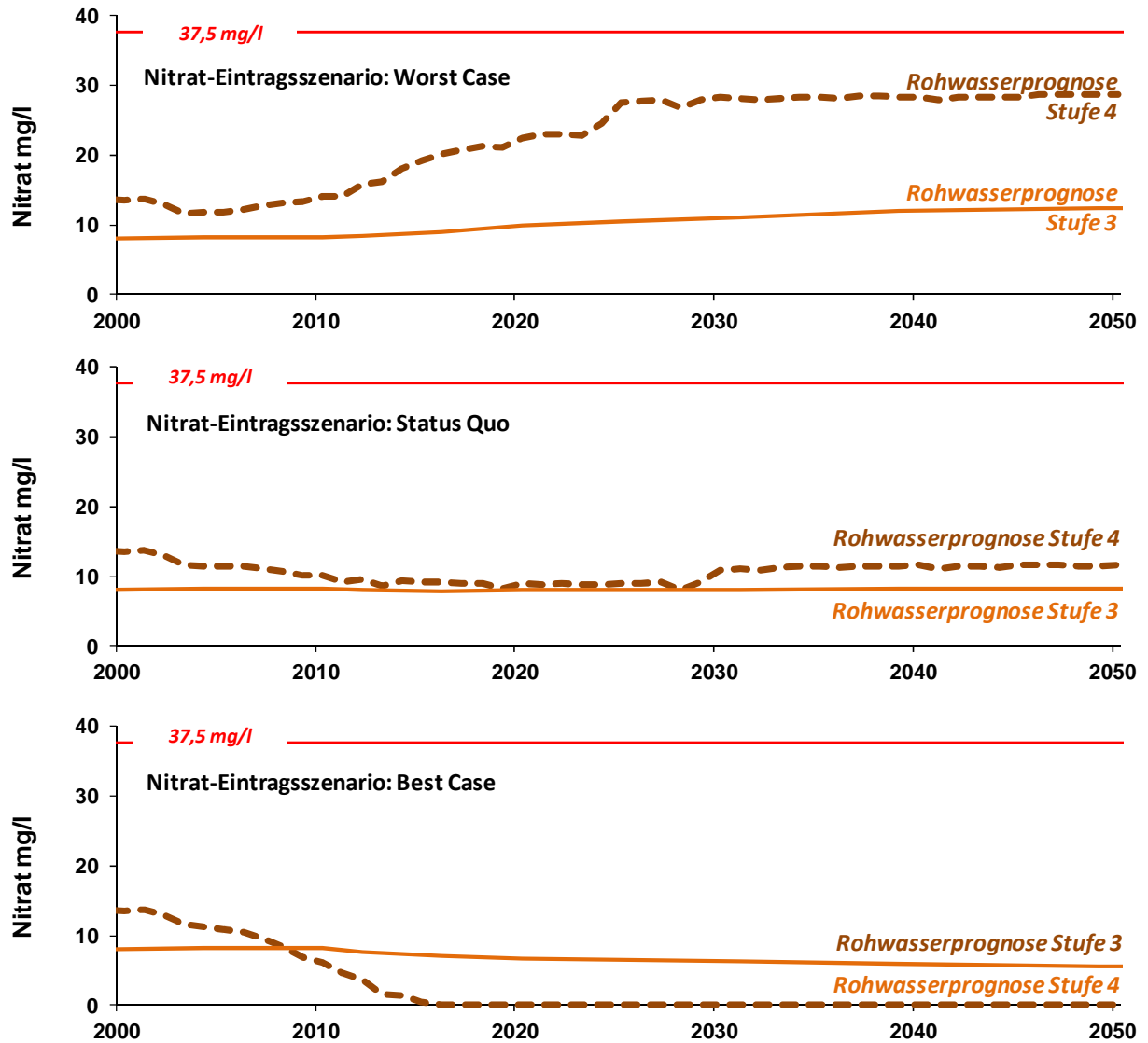


Abb. 8-14 Vergleich der berechneten Entwicklungen der Nitratkonzentrationen für das WGG „Forstwald“ mit dem Nicomat-Verfahren (Stufe 3; mit konstantem Abbauvermögen) und mit der reaktiven Stofftransportmodellierung (Stufe 4; unter Berücksichtigung eines nachlassenden Nitratabbauvermögens), jeweils für die drei Eintragsszenarien „Best case“, „Status quo“ und „Worst case“.

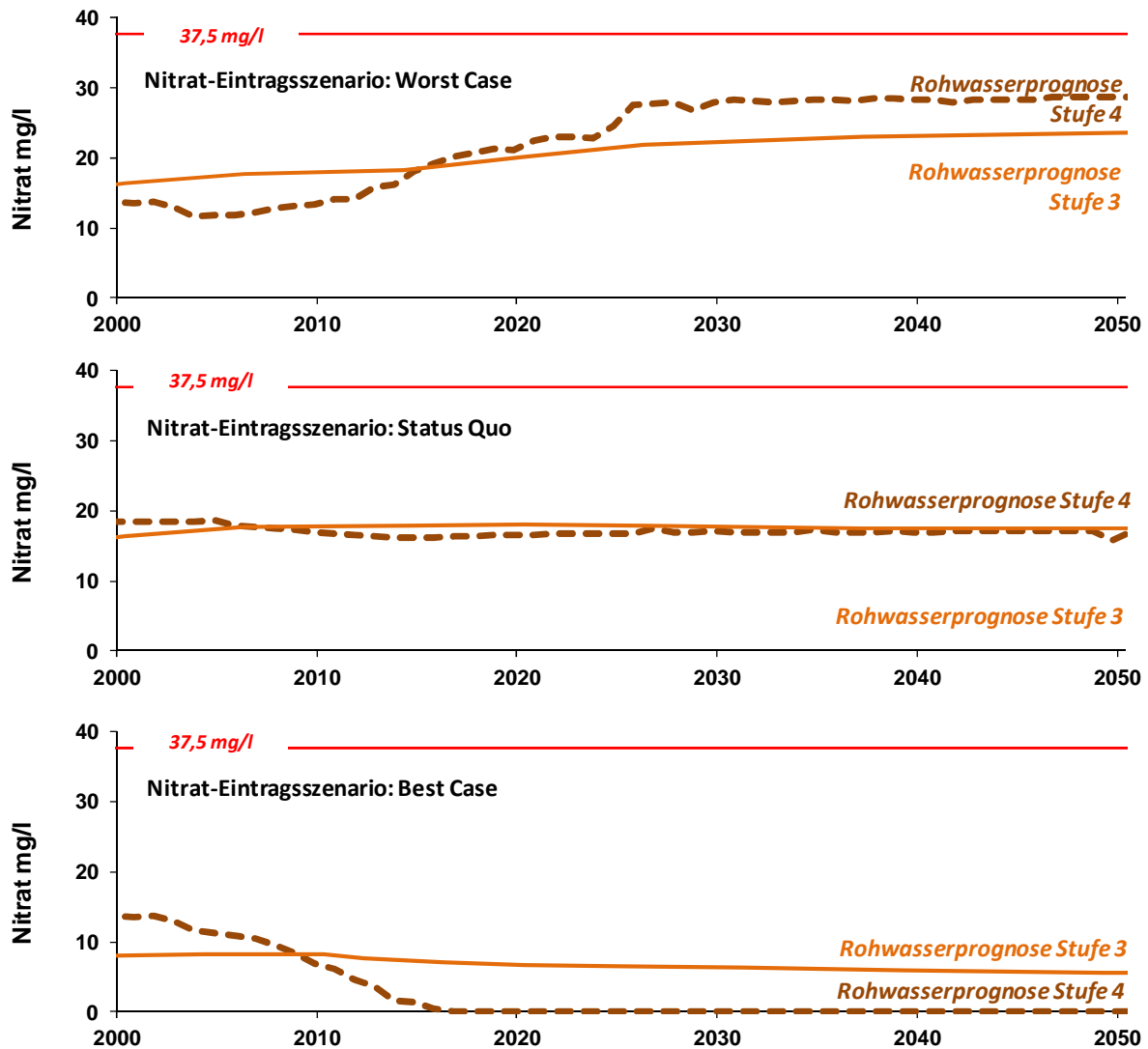


Abb. 8-15 Vergleich der berechneten Entwicklungen der Nitratkonzentrationen für das WGG „Ristedt Brunnen 6“ mit dem Nicomat-Verfahren (Stufe 3; mit konstantem Abbauvermögen) mit denen der reaktiven Stofftransportmodellierung (Stufe 4; unter Berücksichtigung eines nachlassenden Nitratabbauvermögens), jeweils für die drei Eintragsszenarien „Best case“, „Status quo“ und „Worst case“.

Auffällig sind in beiden Gebieten auch die Entwicklungen der Nitratkonzentrationen für das „Best case“-Eintragsszenario. Hier unterschreiten die mit den reaktiven Stofftransportmodellen berechneten Konzentrationsentwicklungen die Stufe-3-Prognosen. Im Nicomat-Verfahren wird der Nitratabbau prozentual berechnet, wohingegen das reaktive Stofftransportmodell eine einzugsgebietspezifisch abgeleitete Monod-Typ Kinetik verwendet (siehe Kapitel 5.4). Dementsprechend kann bei niedrigen Einträgen und hohen Umsatzraten ein vollständiger Abbau des eingetragenen Nitrats erfolgen, wohingegen im Nicomat-Verfahren der Abbau immer nur anteilig erfolgt. In den berechneten Beispielen überschätzt das Nicomat-Verfahren das Ergebnis der reaktiven Stofftransportmodellierung um 5 bis 10 mg/l.

Für alle auf der Stufe 4 untersuchten Gebiete sind in Tab. 8-6 die mit beiden Modellansätzen berechneten Nitratkonzentrationen im Rohwasser für den Zeitpunkt der Bewertung zusammengestellt (Prognosezeitraum: 30 Jahre). Der Vergleich der für die Bewertung relevanten Nitratkonzentrationen ist in Abb. 8-16 getrennt nach Eintragsszenarien, grafisch dargestellt.

Tab. 8-6 Zusammenstellung der Ergebnisvergleiche zwischen dem reaktiven Stofftransportmodell (Stufe 4) und dem validierten Stoffflussmodell (Stufe 3) unter der Annahme eines konstanten Abbauvermögens. Die Bewertung der Nachhaltigkeit für jedes Eintragsszenario auf der Stufe 4 wird durch die Farbgebung der vorletzten Spalte wiedergegeben (grün = nachhaltig, rot = nicht nachhaltig).

TEZG B 6	Nicomat + SFM (Stufe 3)		Reaktives Stofftransportmodell (Stufe 4)			
	Prognose-Annahm	Eintrags-Szenario	Nitrat mg/l		Nitrat (mg/l)	
„2040“			Stationär	„2040“	Langfrist-Prognose	
(1) WGG 12 Niep						
Denitrifikation „konstant“ auf heutigem Niveau	Best case	2	2	Unter Berücksichtigung eines nachlassenden Nitrat-abbauvermögens	1	Nicht berechnet
	Status quo	2	2		2	Nicht berechnet
	Worst case	3	3		5	Nicht berechnet
(2) WGG 14 Forstwald						
Denitrifikation „konstant“ auf heutigem Niveau	Best case	6	6	Unter Berücksichtigung eines nachlassenden Nitrat-abbauvermögens	0	Nicht berechnet
	Status quo	6	8		12	37,5 mg/l >> 100 a
	Worst case	12	12		29	37,5 mg/l nach 2070
(3) WGG 5 Ristedt - B6						
Denitrifikation „konstant“ auf heutigem Niveau	Best case	12	12	Unter Berücksichtigung eines nachlassenden Nitrat-abbauvermögens	5	Nicht berechnet
	Status quo	16	16		17	37,5 mg/l >> 100 a
	Worst case	22	22		25	37,5 mg/l nach 2070
(4a) WGG 16 Dülken - B6		„2060“		„2060“		
Denitrifikation „konstant“ auf heutigem Niveau	Best case	72	58	Unter Berücksichtigung eines nachlassenden Nitrat-abbauvermögens	51	Keine Änderung
	Status quo	107	107		83	Keine Änderung
	Worst case	160	163		158	Keine Änderung
(4b) WGG 16 Dülken – B7		„2060“		„2060“		
Denitrifikation „konstant“ auf heutigem Niveau	Best case	15	19	Unter Berücksichtigung eines nachlassenden Nitrat-abbauvermögens	12	< 10 mg/l nach 2150
	Status quo	18	31		17	< 15 mg/l nach 2150
	Worst case	20	43		31	> 37,5 mg/l nach 2090

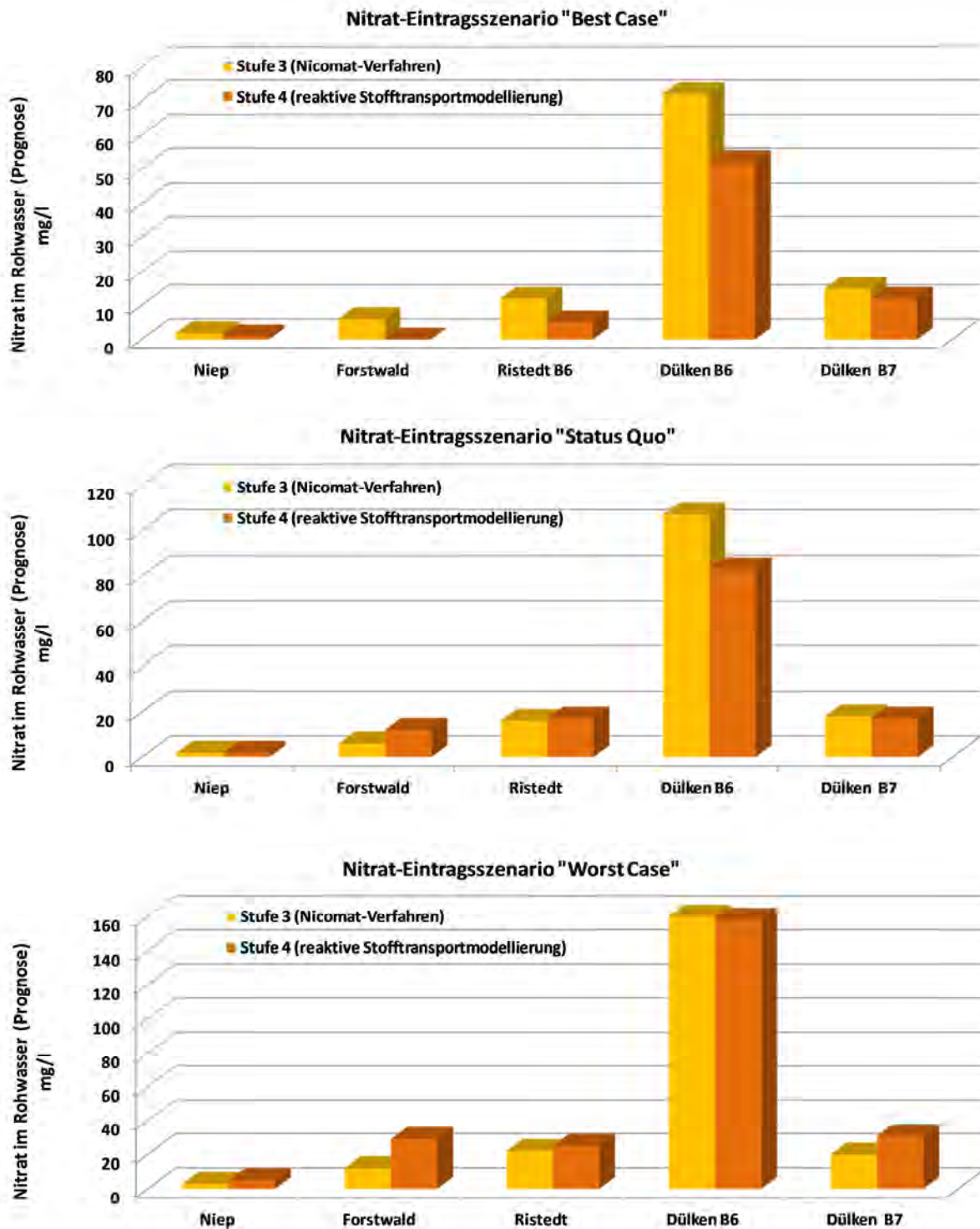


Abb. 8-16 Vergleich der mit den Modellansätzen der Stufe 3 (Nicomat-Verfahren) und der Stufe 4 (reaktive Stofftransportmodellierung) für einen Prognosezeitraum von 30 Jahren berechneten Nitratkonzentrationen im Rohwasser.

Mit Ausnahme des Einzugsgebietes des Brunnens Dülken B6, in dem die Nitratkonzentrationen im Rohwasser bereits deutlich über dem Schwellenwert (37,5 mg/l) liegen, wird in keinem der Gebiete, auch unter Berücksichtigung eines nachlassenden Nitratabbauvermögens, der Schwellenwert überschritten. Alle anderen Gebiete sind dementsprechend als nachhaltig einzustufen (Abb. 8-17). Dies würde auch für das „Worst case“-Eintragsszenario gelten. Die Bewertung erfolgt jeweils für einen Prognosezeitraum von 30 Jahren. Lediglich im Gebiet 4 wurde ein weiter in der Zukunft liegender Bewertungszeitpunkt gewählt.



Abb. 8-17

Ergebnisse der Bewertung der Nachhaltigkeit mit Hilfe der reaktiven Stofftransportmodellierung der Bearbeitungsstufe 4.

Unabhängig von der Nachhaltigkeitsbewertung zeigt sich in allen Prognoserechnungen erwartungsgemäß, dass mit zunehmenden Nitrateinträgen auch die Nitratkonzentrationen im Rohwasser ansteigen. Hierbei gibt es aber deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Gebieten. Erwartungsgemäß ist der Anstieg in Gebieten mit hohem Oberflächenwasseranteil (Niep) oder einem hohen pyritgebundenen Abbauvermögen (Ristedt B6) gering, in Gebieten mit deutlich nachlassendem Nitratabbau (Forstwald) oder gar einem weitgehend erschöpften Nitratabbauvermögen (Dülken, B6) größer. Der Anstieg der Nitratkonzentrationen im Rohwasser ist auf das Nachlassen des Nitratabbauvermögens und die ansteigenden Nitrateinträge zurückzuführen. Durch den Vergleich der Prognoseergebnisse der dritten und der vierten Stufe können die Anteile der beiden Ursachen abgeleitet werden.

In Abb. 8-18 sind die berechneten Entwicklungen der Nitratkonzentrationen im Rohwasser für das „Status quo“ und das „Worst case“-Eintragsszenario - getrennt nach den Modellansätzen der Stufen 3 und 4 – für das Wassergewinnungsgebiet Forstwald dargestellt. Im Nicomat-Verfahren (Stufe 3) zeigt sich nur ein Anstieg von ca. 5 mg in Folge der höheren Nitrateinträge. In der Stufe 4 (reaktive Stofftransportmodellierung) dagegen ein Anstieg um ca. 15 mg/l. Da in der Stufe 3 von einem konstanten Abbauvermögen bei der Prognose ausgegangen wurde, muss die Differenz (10 mg/l) auf das Nachlassen des Nitratabbauvermögens zurückzuführen sein. Im WGG Forstwald wäre der prognostizierte Anstieg der Nitratkonzentrationen im Rohwasser im „Worst case“-Szenario somit zu etwa einem Drittel auf den Anstieg der Einträge und zu zwei Drittel auf das damit einhergehende Nachlassen des Nitratabbauvermögens zurückzuführen.

In dem in Abb. 8-19 gezeigten Beispiel (WGG Ristedt, B6) sind die Konzentrationsdifferenzen im Rohwasser zwischen den dargestellten Eintragsszenarien deutlich kleiner und unterscheiden sich kaum zwischen den Stufen 3 (5 mg/l) und 4 (7 mg/l). Die Ursache für den Konzentrationsanstieg im Rohwasser liegt hier weitgehend (zu ca. 2/3) in den höheren Eintragskonzentrationen selbst. Ein Nachlassen des Nitratabbaus trägt nur untergeordnet dazu bei.

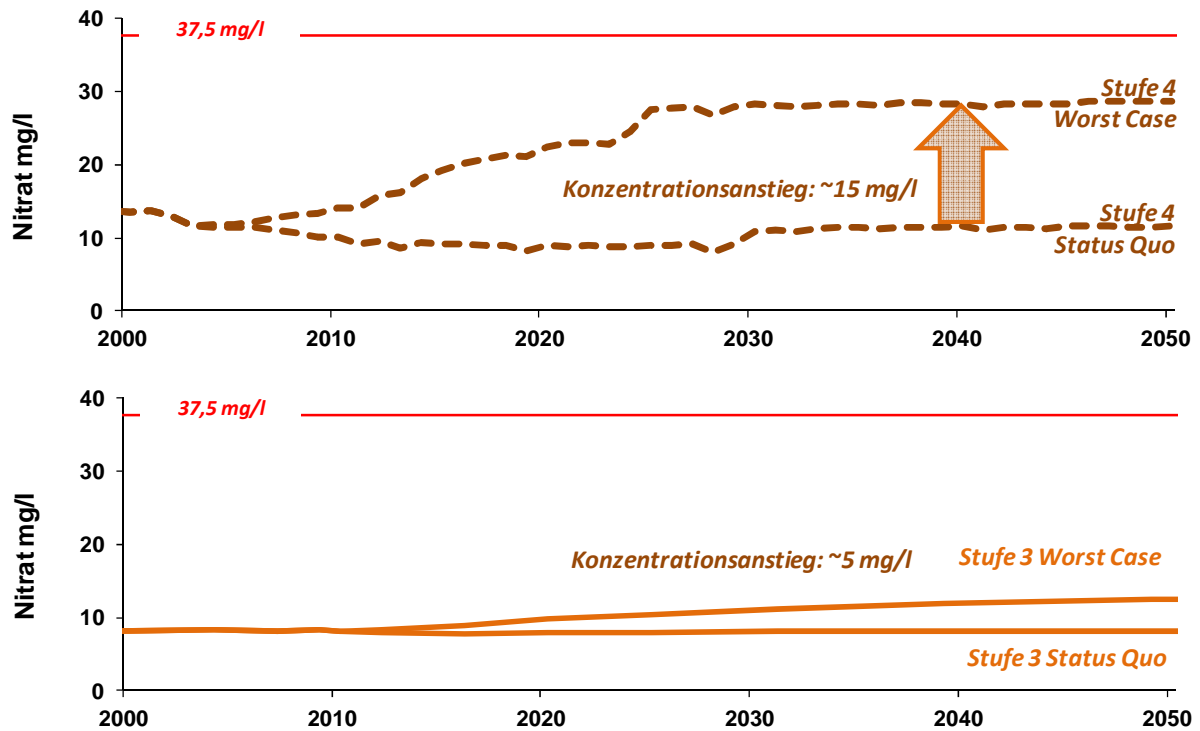


Abb. 8-18 Vergleich der prognostizierten Entwicklungen der Nitratkonzentrationen im Rohwasser für die Eintrags-szenarien „Status quo“ und „Worst case“ – Fallbeispiel WGG Forstwald.

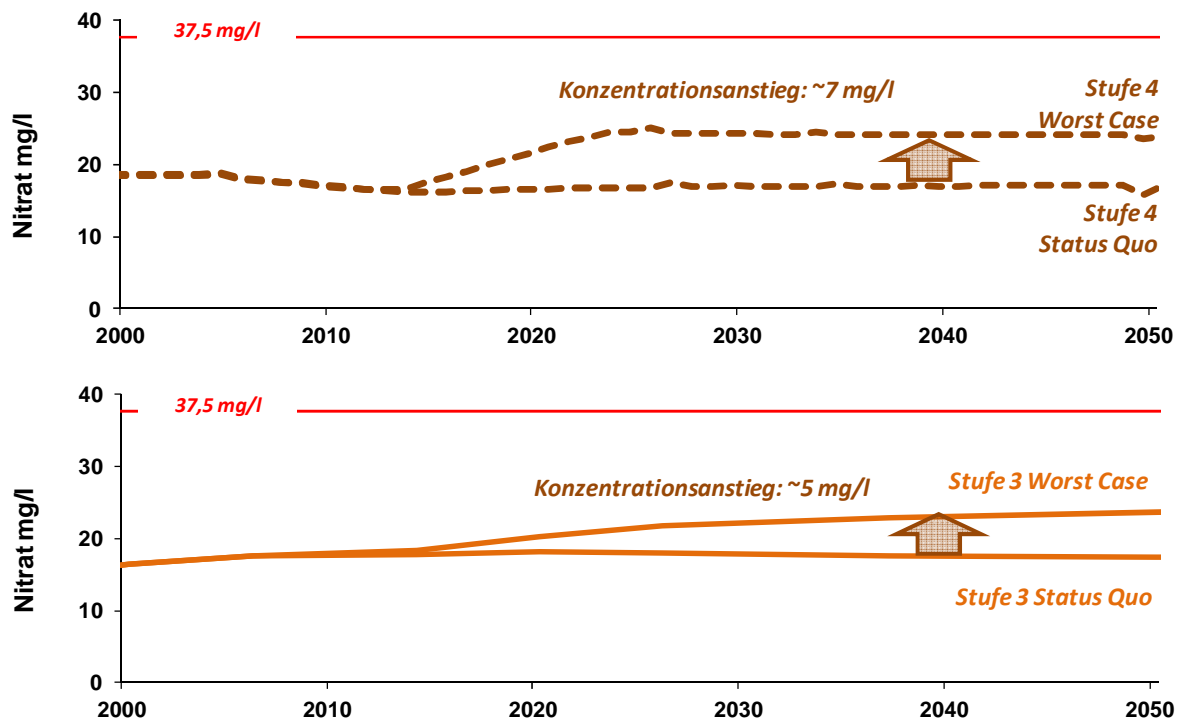


Abb. 8-19 Vergleich der prognostizierten Entwicklungen der Nitratkonzentrationen im Rohwasser für die Eintrags-szenarien „Status quo“ und „Worst case“; Stufe 3 und Stufe 4 – Fallbeispiel Ristedt.

Die prognostizierten Anstiege der Nitratkonzentrationen in Folge zunehmender Nitratreinträge und eines nachlassenden Nitratabbaus, d.h. der Vergleich der Prognosen für das „Worst case“ und das „Status quo“-Szenario, sind für alle auf der Stufe 4 untersuchten Gebiete in Abb. 8-20 zusammenfassend dargestellt. Neben den Konzentrationsdifferenzen sind auch die auf die ursächlichen Prozesse zurückzuführenden Konzentrationsanteile absolut sowie prozentual (Abb. 8-21) dargestellt. In den untersuchten Gebieten ist die Spannbreite hinsichtlich der prognostizierten Konzentrationsanstiege (2 - > 60 mg/l) sehr groß.

Erst das Zusammenwirken von ansteigenden Nitratreinträgen und einem nachlassenden Nitratabbau führt zu einem deutlichen Anstieg der Nitratkonzentrationen im Rohwasser. Wie hoch dieser Anstieg sein wird, wann er erfolgt und in welchem Umfang die Intensivierung der Flächennutzung und die irreversible Zehrung des Abbauvermögens die Nitratbelastung des Rohwassers beeinflussen, kann mit den erarbeiteten Modellansätzen auf den einzelnen Bewertungsstufen erkannt werden.

Bei einem Anstieg der Nitratreinträge sind die Wassergewinnungsgebiete am gefährdetsten, die nur über ein geringes Nitratabbauvermögen verfügen. Hierbei ist vor allem der an den Pyritschwefel gebundene Anteil des Nitratabbauvermögens relevant, da dieser für einen schnellen und vollständigen Nitratabbau sorgt, wie beispielsweise im WGG Forstwald. Zwar wird in diesem Wassergewinnungsgebiet – wie in mehreren anderen Gebieten auch - das Nachlassen des Nitratabbaus über Pyrit durch einen verstärkten Umsatz an OC kompensiert, ein Anstieg der Nitratkonzentrationen kann damit aber nicht vermieden werden. Dies zeigt, dass eine entsprechende Prognose und Bewertung immer einzugsgebietspezifisch sein muss und dass hierbei Prognosemodelle und eine Charakterisierung bzw. Quantifizierung des Nitratabbauvermögens parallel erfolgen müssen.

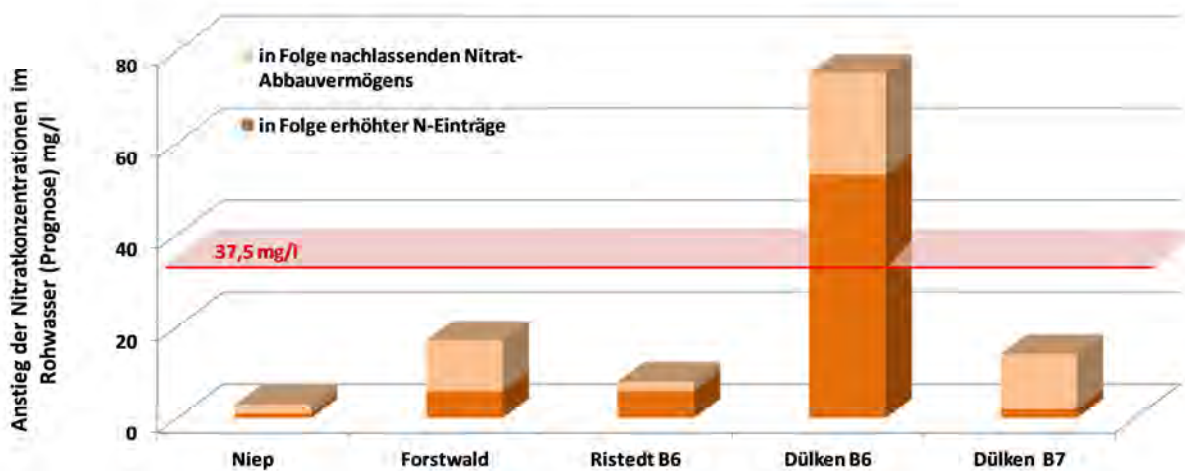


Abb. 8-20 Prognostizierter Anstieg der Nitratkonzentration im Bezugsjahr („2040“) in den auf Stufe 4 untersuchten Gebieten bei einem Anstieg der Nitratreinträge („Worst case“-Eintragsszenario) im Vergleich zu einem Szenario mit konstanten Einträgen.

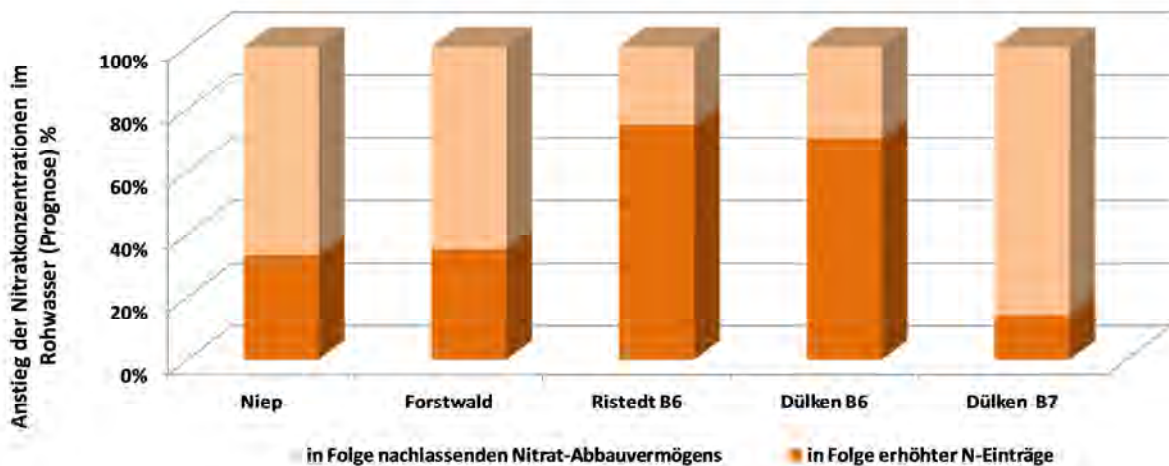


Abb. 8-21 Wichtung der ursächlichen Prozesse für den prognostizierten Anstieg der Nitratkonzentration im Bezugsjahr (2040) in den auf der Stufe 4 untersuchten Gebieten bei einem Anstieg der Nitratreinträge („Worst case“-Eintragungsszenario) im Vergleich zu einem Szenario mit konstanten Einträgen.

8.6 Zusammenspiel der Methoden - Diskussion und Bewertung

Die entwickelte gestufte Vorgehensweise zur Bewertung der Nachhaltigkeit mit den hinterlegten Bilanz- und Prognosemodellen wurde auf insgesamt 38 Untersuchungsgebiete angewendet, wobei aus Gründen der Projektplanung einzelne Gebiete nicht bis zu der für die Bewertung letztlich erforderlichen Stufe bearbeitet wurden und andere Gebiete über die erforderliche Stufe hinaus durch das Verfahren liefen. Anhand der Vielzahl der bearbeiteten Gebiete und den damit abgedeckten hydrogeologischen, hydrochemischen und wasserwirtschaftlichen Gegebenheiten wurde die breite Anwendbarkeit und die Praxis-tauglichkeit des Bewertungsverfahrens sowie der hinterlegten Bilanz- und Prognosemodelle dokumentiert. Das entwickelte Verfahren erlaubt somit eine vergleichsweise einfache und trotzdem hinsichtlich des Aufwands an die standortspezifische Komplexität der Nitrat-Abbauprozesse angemessene Untersuchung, Prognose und Bewertung im Hinblick auf die zukünftigen Nitratkonzentrationen im Rohwasser. Hierbei bauen die Methoden aufeinander auf und vervollständigen damit – sofern dies für die Bewertung erforderlich ist – das integrale Prozessverständnis im Hinblick auf das räumlich und zeitlich differenzierte Zusammenwirken von Stoffeinträgen (über die Grundwasserneubildung und Infiltration), die Stoffumsätze im Grundwasserleiter (insbesondere die heterotrophe und autolithotrophe Denitrifikation) und der Geo-hydraulik (Mischungsverhältnisse im Förderbrunnen).

Auf der ersten Stufe – der überschlägigen Bilanzierung des Nitrat-Abbaus – erfolgt eine Gefährdungs-schätzung. Anhand der mittleren Nitratreinträge, der Austräge und der berechneten Abbauleistung des Grundwasserleiters wird lediglich ermittelt, ob eine Gefährdung des Rohwassers durch zu hohe Nitrat-konzentrationen auftreten kann. Wann, wie schnell und bis auf welche Konzentration Nitrat im Rohwasser ansteigen wird und welchen Einfluss ein Nachlassen des Nitrat-Abbauvermögens hat, wird erst auf den höheren Stufen ermittelt. In diesem Sinne stellen die Stufen 2 bis 4 eine Risikoabschätzung dar.

In der praktischen Durchführung hat sich gezeigt, dass eine Unterteilung der Bearbeitungsstufen 2 und 3 nicht zwingend erforderlich ist. Ohne Stoffflussmodellierung kann das Nicomat-Verfahren bei der Analyse und Kalibrierung noch zu viele Freiheitsgrade aufweisen. Diese Unterbestimmung des Systems kann durch die hydrogeochemische Stoffflussmodellierung gemindert werden. Durch die Ableitung der Abbauprozesse und deren retrospektive Entwicklung, aber auch der nutzungsspezifischen Einträge, bekommt das Nicomat-Verfahren die Unterstützung, die für belastbare Prognosen benötigt werden.

Methodisch bedingt kann mit diesem „hydrochemisch validierten“ Nicomat-Verfahren aber ein Nachlassen des Nitratabbauvermögens nicht modelliert werden. Wird auf der Stufe 3 retrospektiv ein nennenswerter Verlust der Nitratabbauleistung oder eine deutliche Änderung der Denitrifikationsprozesse erkannt, ist eine prognosebasierte Bewertung nur unter Berücksichtigung eines nachlassenden Nitratabbauvermögens zulässig. Spätestens auf dieser Stufe ist auch eine Charaktisierung und Quantifizierung des Nitratabbauvermögens erforderlich. Für die Berechnung werden als Modelleingangsparameter zumindest die Umsatzrate des organisch gebundenen Kohlenstoffs (OC) und die mittleren Gehalte an Pyrit benötigt. Wie eine Ableitung dieser Größen anhand der Auswertung von Grundwasserbeschaffenheitsdaten erfolgen kann, ist im Kapitel 7 beschrieben.

Der Aufwand für die Erstellung, aber insbesondere für die Kalibrierung und die Berechnung einer Prognose, ist mit dem reaktiven Stofftransportmodell deutlich größer als mit den Modellansätzen der vorherigen Stufe. Da das reaktive Stofftransportmodell die gleiche räumliche Diskretisierung wie das Nicomat-Verfahren nutzt, ist für eine effiziente Entwicklung ein vorkalibriertes Nicomat-Modell hilfreich. In diesem Sinne wurde im Rahmen des Vorhabens auch eine Modellsequenz etabliert, die je nach benötigter Prognoseschärfe und den zulässigen Randbedingungen eine effiziente und den wasserwirtschaftlichen Anforderungen entsprechende Modellentwicklung erlaubt.

9 Konsequenzen nachlassenden Nitratabbauvermögens

9.1 Überblick

Im vorherigen Kapitel wurden die Ergebnisse aus der Anwendung der gestuften Vorgehensweise zusammenfassend vorgestellt und die Nachhaltigkeit der Ressourcenbewirtschaftung im Kontext eines nachlassenden Nitratabbauvermögens für die einzelnen Gebiete bewertet. Wichtigstes Kriterium für eine nachhaltige Ressourcenbewirtschaftung ist die Unterschreitung eines definierten Schwellenwertes für die Nitratkonzentration im Rohwasser innerhalb eines Prognosezeitraums von 30 Jahren. Als Schwellenwert wurde ein Wert von 37,5 mg/l definiert (75 % des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung).

Die Anwendung der ersten Stufe hat gezeigt, dass die über alle Flächennutzungsarten gemittelten Nitrateinträge in fast allen untersuchten Wassergewinnungsgebieten deutlich über 37,5 mg/l liegen. Derzeit liegen die Nitratkonzentrationen in den Rohwässern aber nur in 2 der untersuchten Gebiete über dem Schwellenwert. Dementsprechend spielt das Nitratabbauvermögen in nahezu allen untersuchten Gebieten die entscheidende Rolle, wenn es darum geht, ein nitratfreies oder zumindest nitratarmes Grundwasser für die Trinkwasserversorgung zu nutzen. Mit dem derzeitigen Grundwasserschutz wären – ohne die Ausnutzung des Nitratabbauvermögens – weniger als 20 % der Gebiete nachhaltig im Sinne der hier gewählten Definition. Solange die Abbauprozesse in der Art wie bisher ablaufen, wären in den untersuchten Gebieten zumindest in den nächsten 30 Jahren keine nennenswerten negativen Auswirkungen auf die Rohwasserqualität zu besorgen.

Der Vergleich zwischen den Modellansätzen der dritten Stufe – unter der Annahme eines auch zukünftig in gleichem Maße zur Verfügung stehenden Abbauvermögens – mit den Modellrechnungen der Stufe 4 hat gezeigt, dass der wesentliche Einfluss auf die Rohwasserqualität auf die Intensität der Düngung und die daraus resultierenden N-Flächenbilanzüberschüsse und damit auf die Entwicklung der Nitrateintragskonzentrationen zurückzuführen ist. Der Vergleich hat aber auch gezeigt, dass sich das Nachlassen des Nitratabbauvermögens umso deutlicher auswirkt, je höher die Nitrateinträge sind. Gegenüber der Annahme eines „ewig konstanten“ Nitratabbauvermögens zeigen sich hier bereits Konzentrationsunterschiede zwischen 5 und 15 mg/l. In den untersuchten Gebieten liegen die Nitratkonzentrationen – mit Ausnahme eines Gebietes – derzeit auf einem noch ausreichend niedrigen Niveau, so dass die berechneten Konzentrationsanstiege auch unter Annahme einer deutlichen Flächenintensivierung und unter Berücksichtigung eines Nachlassens des Nitratabbauvermögens unter 37,5 mg/l bleiben. Formell würden diese Gebiete damit als „nachhaltig“ eingestuft werden. Dies gilt aber nur für einen Prognosezeitraum von 30 Jahren. Versteht man Ressourcenschutz als generationenübergreifende Aufgabe, so müssten sich die Prognosen über einen längeren Zeitraum erstrecken. Erst damit ließen sich die Auswirkungen eines nachlassenden Nitratabbauvermögens hinsichtlich ihres zeitlichen Horizontes einstufen.

9.2 Zeitpunkt der Schwellenwertüberschreitung - Langzeitprognosen

Um den Zeitpunkt einer Überschreitung des gewählten Schwellenwerts für die Nitratkonzentration von 37,5 mg/l im Rohwasser zu identifizieren, wurden für zwei Gebiete Langzeitprognosen mit den auf der Stufe 4 eingesetzten reaktiven Stofftransportmodellen durchgeführt. Hierzu wurde der Prognosezeitraum von 30 Jahren auf 300 Jahre ausgedehnt. Die Langzeitprognosen wurden für verschiedene Szenarien hinsichtlich der Entwicklung der Stoffeinträge, aber auch hinsichtlich des für den Nitratabbau zur Verfü-

gung stehenden Abbauvermögens berechnet. Ziel war es, neben dem Zeitpunkt der Schwellenwertüberschreitung auch die Auswirkungen unterschiedlicher Nitrateintragsszenarien auf diesen Zeitpunkt zu identifizieren. Die beiden untersuchten Wassergewinnungsgebiete unterschieden sich insbesondere hinsichtlich des dominierenden Denitrifikationsprozesses:

- WGG 14 - Forstwald: Nitratabbau überwiegend über organisch gebundenen Kohlenstoff:
Im Rahmen von Modellrechnungen wurde gezeigt, dass es hier zu einem fortschreitenden Verlust des pyritgebundenen Nitratabbauvermögens kommt, dass dies aber durch eine zunehmende Denitrifikation über OC kompensiert wird. Derzeit liegen hier die Nitratkonzentrationen bei rd. 10 mg/l.
- WGG 5 - Ristedt Brunnen 6: Nitratabbau überwiegend über Pyrit:
Im Rahmen von Modellrechnungen wurde gezeigt, dass es hier zu einem fortschreitenden Verlust des pyritgebundenen Nitratabbauvermögens kommt, dass dies aber durch eine zunehmende Denitrifikation über OC kompensiert wird. Bleiben die Nitrateintragskonzentrationen auf dem heutigen Niveau, so zeigt sich über einen Prognosezeitraum von 50 Jahren praktisch keine Änderung der Nitratkonzentration im Rohwasser und nur eine geringe Minderung der Sulfatkonzentration. Ein nennenswertes Nachlassen des Nitratabbauvermögens und eine Minderung der Nitratabbauleistung des Grundwasserleiters finden somit nicht statt.

Im Rahmen der Langzeitprognosen wurde für beide Gebiete jeweils die relevante Komponente des Nitratabbauvermögens variiert, im WGG Forstwald der reaktive Gehalt an OC und im WGG Ristedt der Gehalt an Pyrit.

Im WGG Forstwald sind die OC-Gehalte anhand mehrerer Bohrungen und Sedimentuntersuchungen vergleichsweise gut bekannt, so dass von einem mittleren Gehalt von 0,1 Gew.-% ausgegangen werden kann. Es liegen aber keine Untersuchungen zum reaktiven Anteil dieses Vorrates vor. Als ungünstigster Fall wurde hier angenommen, dass nur 10 % des analytisch nachgewiesenen OC mikrobiologisch für die Denitrifikation zur Verfügung stehen. Im Rahmen der Langzeitprognosen wurden Szenarien mit unterschiedlichen OC-Gehalten berechnet. In den einzelnen Szenarien stehen 10 %, 50 % bzw. 100 % der analytisch bestimmten OC-Gehalte für die Denitrifikation zur Verfügung.

Im WGG Ristedt lagen vor Abschluss der Modellrechnungen keine Sedimentuntersuchungen hinsichtlich der Gehalte an Pyritschwefel vor. Anhand von Parameterstudien mit dem aufgebauten reaktiven Stofftransportmodell wurde der Mindestgehalt an Pyritschwefel auf 50 mg/kg geschätzt.

Bei geringeren Gehalten hätte die beobachtete Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit mit dem reaktiven Stofftransportmodell nicht nachvollzogen werden können. Niedrigere Gehalte hätten zu einem zu schnellen Anstieg der Nitratkonzentrationen im Rohwasser geführt. Mit diesem Ansatz kann aber nur die Untergrenze reaktiver Stoffgehalte abgeleitet werden.

Im Sinne einer Plausibilitätsprüfung wurden im Nachgang zu den Modellrechnungen Sedimentproben aus der reduzierten Zone des Grundwasserleiters gewonnen und hinsichtlich der Gehalte an Pyritschwefel analysiert. Die Vorhersage des Modells – dass die Gehalte in der reduzierten Zone deutlich über 50 mg S-I/kg liegen müssten, wurden bestätigt. Die nachgewiesenen Gehalte liegen hier zwischen 150 und 670 mg/kg. Damit steht ein noch höheres Nitratabbauvermögen zur Verfügung, als in den Modellrechnungen vorgegeben wurde. Eine Überschreitung des Wertes von 37,5 mg/l ist damit zeitlich deutlich hinter den hier berechneten Durchbruchzeitpunkten zu erwarten

Für die Langzeitprognosen wurde zusätzlich auch der doppelte Wert (100 mg S⁻¹/kg) eingesetzt. Als Nitrateintragsszenario wurde ein Anstieg der Einträge um 20 % gegenüber den jeweiligen Gebietsmaxima in den 1990er Jahren angesetzt („Worst case“-Szenario), um die Auswirkungen einer intensiveren Stickstoffdüngung zu untersuchen. Zusätzlich wurde auch das „Status quo“-Szenario berücksichtigt, das ein Eintragsszenario abgebildet, in dem es durch Grundwasserschutzmaßnahmen gelingt, die Einträge auf dem aktuellen Niveau zu stabilisieren. Die modellberechneten Langzeitprognosen zur Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Rohwasser in den unterschiedlichen Szenarien ist für das WGG Forstwald in Abb. 9-1 und für das WGG Ristedt in Abb. 9-2 dargestellt.

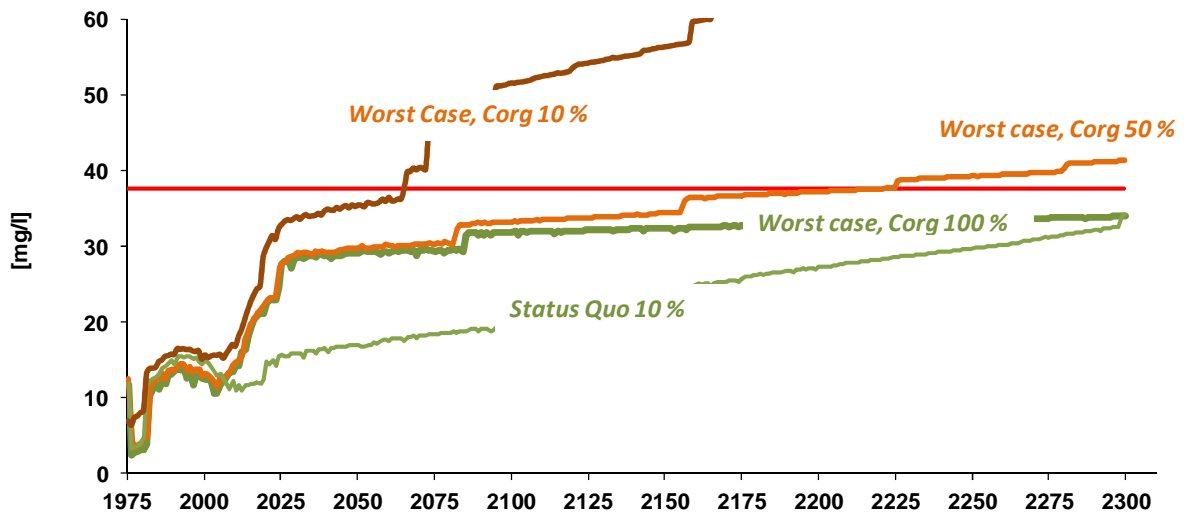


Abb. 9-1 WGG 14 Forstwald (Niederrhein): Ergebnis von Langzeitprognosen zur Entwicklung der Nitratkonzentration im Rohwasser; die Prozentangabe gibt den reaktiven Anteil des OC-Vorrates an.

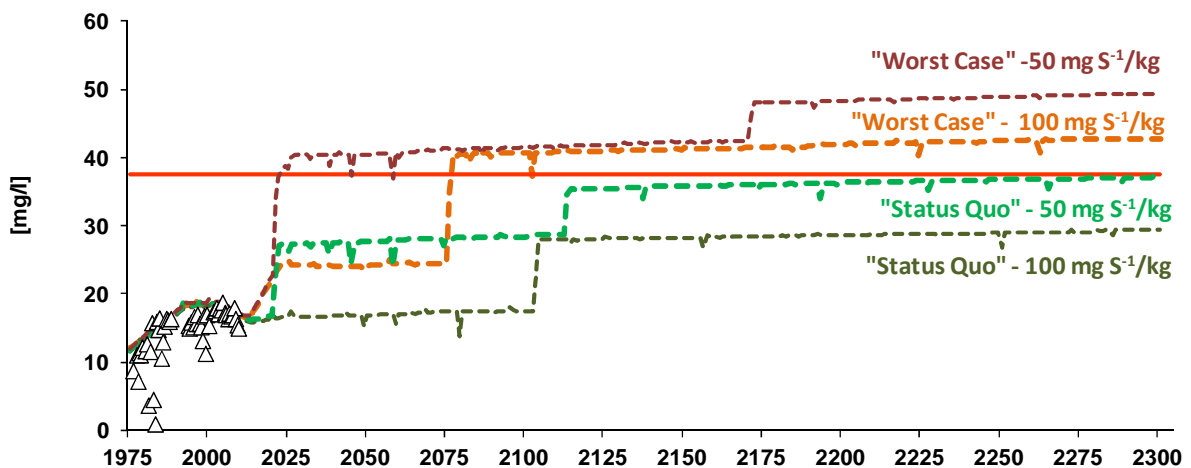


Abb. 9-2 WGG 5 Ristedt (Norddeutschland): Ergebnis von Langzeitprognosen zur Entwicklung der Nitratkonzentration im Rohwasser.

Die berechneten Entwicklungen der Nitratkonzentrationen im Rohwasser zeigen deutlich die Auswirkungen einer Intensivierung der Stickstoffdüngung an. Unter ungünstigen Randbedingungen kann eine Überschreitung des Schwellenwertes (37,5 mg/l) in beiden Gebieten bereits in der zweiten Hälfte dieses Jahrhunderts erfolgen. Wenn das derzeitige Nitratreintragsniveau beibehalten werden kann, würden die Nitratreinträge trotz Grundwasserschutz zwar langsam ansteigen, Nitratkonzentrationen über 37,5 mg/l wären aber erst gegen Ende des Prognosezeitraums zu erwarten.

In beiden Fallbeispielen würde Grundwasserschutz auf dem heutigen Niveau und mit den heutigen Nitratreintragskonzentrationen den Zeitpunkt um mehr als 200 Jahren in die Zukunft verlagern. Gleichmaßen zeigen diese Modellrechnungen für die beiden Untersuchungsgebiete aber auch die Gefahr einer Intensivierung der landwirtschaftlichen Flächennutzung und eines intensiveren Nitratreintrags. Der bei der derzeitigen Nutzung noch in ferner Zukunft liegende Zeitpunkt einer Konzentrationsüberschreitung wird sehr schnell in Richtung auf die nähere Gegenwart verschoben.

Wenn die Nitrateinträge unter Ackerflächen auf dem Niveau des Jahres 2010 bleiben, steigen die Nitratkonzentrationen im Rohwasser nur langsam an, auch wenn nur 10 % des OC-Gehaltes als reaktiv eingestuft werden. Ein Überschreiten des Schwellenwertes ist in diesem Modelllauf erst nach 300 Jahren zu erwarten. Durch die Zehrung des OC-Gehaltes steigen die Nitratkonzentrationen nur sehr langsam an, etwa um 0,5 – 1,0 mg/l alle 10 Jahre.

Das gleiche Szenario aber mit einer deutlichen Intensivierung der Nitrateinträge („Worst case“) führt bereits Mitte der zweiten Hälfte des Jahrhunderts zu Nitrateinträgen über 37,5 mg/l. Höhere Einträge bedingen eine deutlich schnellere Zehrung der OC-Gehalte und führen zu einem deutlich schnelleren Anstieg der Nitratkonzentrationen. Steht dagegen der gesamte OC-Vorrat für den Nitratabbau zur Verfügung, so liegt die Nitratkonzentration im Rohwasser auch in 300 Jahren noch unter 37,5 mg/l.

Anhand der Langzeit-Prognosen kann gezeigt werden, dass Grundwasserschutz den Zeitpunkt einer Überschreitung des Schwellenwertes von 37,5 mg/l weit in die Zukunft verschiebt. Genauso zeigen diese Prognosen aber auch, in welchem drastischen Ausmaß eine Intensivierung der Flächennutzung und die damit verbundene Erhöhung der Nitrateinträge den Zeitpunkt in die nähere Zukunft zieht. Eine generationenübergreifende Ressourcenbewirtschaftung wäre in diesen Szenarien nicht mehr gegeben.

9.3 Werthaltigkeit des Abbauvermögens

9.3.1 Methodik

Die Modellrechnungen haben zwar gezeigt, dass ein Nachlassen des Nitratabbaus – vor allem in Gebieten, in denen die Denitrifikation überwiegend über OC und kaum (noch) über Pyrit erfolgt – bei einem Anstieg der Nitrateinträge in nennenswertem Ausmaß zu ansteigenden Nitratkonzentrationen im Rohwasser führt. In der überwiegenden Mehrzahl der Wassergewinnungsgebiete sind aber in den kommenden 30 Jahren keine Nitratkonzentrationen über 37,5 mg/l zu erwarten, da die wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleiter noch ein ausreichend hohes Nitratabbauvermögen und eine ausreichend hohe Abbauleistung aufweisen. In diesen Gebieten kann davon ausgegangen werden, dass die Nitratkonzentrationen im Rohwasser bei der gegenwärtigen landwirtschaftlichen Nutzungsintensität auch in 30 Jahren noch unter 37,5 mg/l liegen werden. Wenn auch in Zukunft das Nitratabbauvermögen eines Grundwasserleiters ausgenutzt werden kann, sind keine über das derzeitige Maß hinausgehenden Kosten für den Grundwasserschutz zu erwarten. Der derzeitige Wert des Nitratabbauvermögens entspricht in diesem Fall den dadurch nicht erforderlich werdenden Aufwendungen für den Grund- und Rohwasserschutz. Über diesen Ansatz kann der Wert des Nitratabbauvermögens ermittelt werden.

Die kapitalisierte Bewertung des Nitratabbauvermögens erfolgt nach dem Äquivalenzprinzip. Hierzu werden die Kosten ermittelt, die für den Grundwasserschutz aufgebracht werden müssten, wenn kein Nitratabbauvermögen zur Verfügung stünde. Hierzu wird das Nicomat-Verfahren eingesetzt. Unter der Vorgabe, dass zukünftig kein Nitratabbauvermögen mehr zur Verfügung steht, wird die zukünftige Entwicklung der Nitratkonzentrationen berechnet. In einem zweiten Schritt werden dann die Nitrateinträge unter landwirtschaftlichen Nutzflächen soweit vermindert, dass die Nitratkonzentrationen im Rohwasser innerhalb des Prognosezeitraums von mindestens 30 Jahren unter 37,5 mg/l bleiben. Damit wird ein dauerhaft nachhaltiges Eintragsszenario ermittelt, das auch ohne die Ausnutzung des Nitratabbauvermögens auskommt. In Abb. 9-3 ist die prinzipielle Vorgehensweise skizziert.

Mit dem Nicomat-Verfahren wird die erforderliche Minderung der N-Einträge in kg N/(ha·a) ermittelt. Dieser Minderung müssen die damit verbundenen Kosten zugeordnet werden. Diese Kosten können dann mit den derzeitigen Kosten für Grundwasserschutz, aber auch mit den Kosten für eine technische Aufbereitung nitratbelasteter Rohwässer verglichen werden.

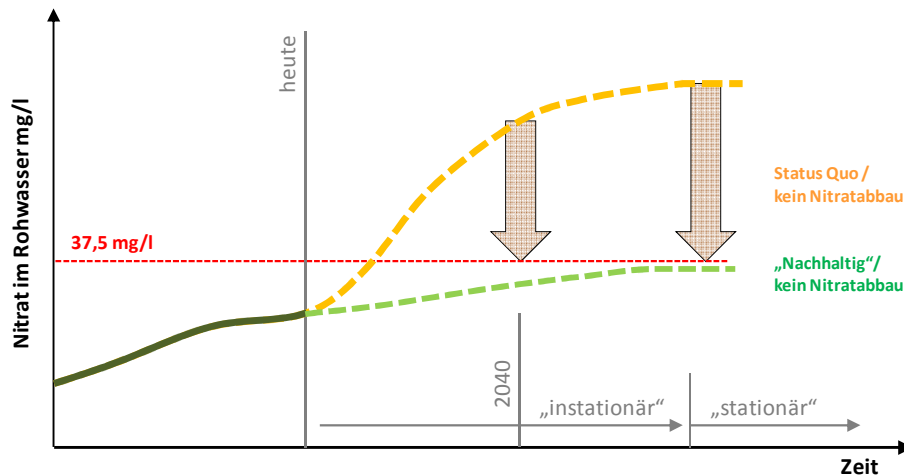


Abb. 9-3

Prinzipskizze zur Ableitung der erforderlichen Minderung der N-Einträge, um auch ohne Nitrat abbauvermögen in Zukunft ein Rohwasser mit Nitratkonzentrationen < 37,5 mg/l fördern zu können.



Erforderliche Minderung der N-Einträge, um ohne Denitrifikation eine Nitratkonzentration im Rohwasser < 37,5 mg/l einhalten zu können (Berechnungsergebnis des Nicomat-Verfahrens)

9.3.2 Geschätzte Kosten für den derzeitigen Grundwasserschutz

Die derzeitigen Kosten für den praktizierten Grundwasserschutz wurden nicht gebietsspezifisch ermittelt, sondern anhand eines Schätzverfahrens abgeleitet, um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu ermöglichen. Die Schätzung der Kosten für den derzeitigen Grundwasserschutz erfolgte auf Grundlage eines gemittelten Wasserentnahmeentgelts (WEE). Diese Mittelung ist für eine Vergleichbarkeit der Kosten in den betrachteten Gebieten erforderlich, da in den einzelnen Bundesländern unterschiedliche Entgeltsätze gelten (z.B. Niedersachsen 5,1 ct/m³, NRW: 4,5 ct/m³ (seit 22.03.2013: 5 ct/m³), Hessen: kein WEE). Darüber hinaus unterscheiden sich die Regelungen und Vorgehensweisen zur Anrechenbarkeit von Leistungen zum Schutz des Grundwassers auf das WEE bzw. zur Vergabe von Fördermitteln zwischen den Ländern.

Anrechenbare Leistungen für den Grundwasserschutz müssen hinsichtlich der Ausgaben für die Grundwasserschutzzusatzberatung („Beratungskosten“) und für die freiwilligen Vereinbarungen zum Schutz des Grundwassers („Maßnahmenkosten“) geteilt werden. Das Verhältnis zwischen den Kosten für freiwillige Vereinbarungen zum Schutz des Grundwassers und für die Wasserschutzzusatzberatung betrug in Niedersachsen im Zeitraum 2004 – 2009 im Mittel annähernd 2:1 (NLWKN 2011). Für andere Bundesländer sind den Autoren keine diesbezüglichen Angaben bekannt.

Am Beispiel eines Teileinzugsgebietes eines Wassergewinnungsgebietes in Niedersachsen wurden die unterschiedlichen Ansätze zur Kostenschätzung exemplarisch berechnet:

Wasserwirtschaftliche Rahmendaten:

Förderrate: 535.000 m³/a;

Landwirtschaftliche Fläche (LF) im Einzugsgebiet: 180 ha;

Handlungsbereich gemäß Nds. Prioritätenliste: „B“ (64,26 €/ha LF)

Kostenschätzung für Grundwasserschutzmaßnahmen:

Ansatz 1: „50 % Wasserentnahmeentgelt“
 $535.000 \text{ m}^3/\text{a} * 5,1 \text{ cent}/\text{m}^3 * 0,5 = 13.600 \text{ €/a}$

Ansatz 2: „2/3 des Wasserentnahmeentgelts nach NLWKN 2011“
 $535.000 \text{ m}^3/\text{a} * 5,1 \text{ cent}/\text{m}^3 * 0,6667 = 18.190 \text{ €/a}$

Ansatz 3: „Fördersatz Niedersachsen, Handlungsbereich B2-Gebiet“
180 ha Landw. Fläche * 64,26 €/ha LF = 11.600 €/a

Der erste und der dritte Ansatz liefern ähnliche Beträge, wobei sich der Ansatz über die Fördersätze nicht ohne weiteres auf andere Bundesländer übertragen ließe. Um eine Vergleichbarkeit der Kostenschätzungen zum derzeitigen Grundwasserschutz in den untersuchten Gebieten der Stufe 3 zu ermöglichen, wird von einem einheitlichen Wert für das Wasserentnahmeentgelt von 5,0 Cent/m³ und einer hälftigen Teilung der anrechenbaren Kosten für Beratung und Maßnahmen ausgegangen.

9.3.3 Spezifische Kosten für eine zusätzliche Minderung der N-Einträge

Da Eingriffe in die landwirtschaftliche Flächennutzung zur Reduzierung des Stoffeintrages in das Grundwasser bei Einhaltung sonstiger Vorgaben einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung in aller Regel zu einer Reduzierung des Intensitätsniveaus der Bewirtschaftung führen, entstehen dem Landwirt dadurch Kosten. Diese entstehen v. a. durch reduzierte Ernteerträge oder erhöhte Aufwendungen bei der Flächenbewirtschaftung und müssen dem Landwirt in aller Regel ausgeglichen werden. Das Spektrum von Maßnahmen, das grundsätzlich für eine grundwasserschonende Flächenbewirtschaftung zur Verfügung steht ist bekannt und in der landwirtschaftlichen Praxis mehr oder weniger gut eingeführt.

Die Kosten und die Effizienz der verschiedenen denkbaren bzw. in der landwirtschaftlichen Praxis eingeführten Maßnahmen schwanken jedoch ebenso wie ihre detaillierte Ausgestaltung in einem relativ großen Rahmen. So hängt die Effizienz der jeweiligen Maßnahme in erheblichem Maße von den standörtlichen Bedingungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet (insbes. Boden, Klima, Struktur des Grundwasserleiters), den landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen (angebaute Kulturen, Viehbesatz, Produktionsverfahren, Bewirtschaftungsintensitäten etc.) und der Vielzahl sich daraus ergebender unterschiedlichster Kombinationsmöglichkeiten von Maßnahmenpaketen ab. Erfahrungen mit den in der landwirtschaftlichen Praxis verschiedener Wassereinzugsgebiete eingeführten Gewässerschutzmaßnahmen zeigen, dass sich diese auch bei zunächst gleichartiger Bezeichnung (z. B. Zwischenfruchtanbau: welche Zwischenfrüchte, welche Umbruchtermine) häufig auch in ihrer inhaltlichen Ausgestaltung unterscheiden. Selbst bei gleicher inhaltlicher Ausprägung ergeben sich zudem in Abhängigkeit von den regionalen landwirtschaftlichen und standörtlichen Rahmenbedingungen Unterschiede hinsichtlich der durch die einzelne Maßnahme entstehenden Kosten.

Dennoch war es im Rahmen der hier vorgelegten Untersuchung notwendig, zu orientierenden und gebietsübergreifenden Kostenvergleichen zu kommen, die es zumindest in der Größenordnung erlauben, eine Kapitalisierung der Grundwasserleiterfunktion zur Stabilisierung der Nitratkonzentration im Grundwasser vorzunehmen. Die hierzu gewählte Vorgehensweise wird im Folgenden beschrieben.

Allerdings soll bereits an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass für die einzelnen Untersuchungsgebiete weder die zusammengestellten Maßnahmenpakete noch die daraus resultierenden Kosten und Effizienzen zur „Nitratvermeidung“ als „Rezept“ verstanden werden dürfen, das so unmittelbar zur Anwendung vor Ort übernommen werden kann und dann sowohl zu den ausgewiesenen Kosten als auch den unterstellten Effizienzen die angestrebte Steuerung der Nitratkonzentration im Grundwasser garantiert. Dazu sind sowohl die in der nachfolgend beschriebenen Methodik aufgelisteten Schwankungsbereiche der Kosten als auch ihrer erzielbaren Effizienz zu groß. Sowohl für die Entwicklung als auch Umsetzung eines Maßnahmenprogrammes für eine grundwasserschonende landwirtschaftliche Flächennutzung in Wassereinzugsgebieten bedarf es in jedem Fall zwingend einer detaillierten Erfassung und Beschreibung der regionalen standörtlichen und nutzungsspezifischen Einflussfaktoren auf den Nitrateintrag. Eine derartig detaillierte Analyse für alle in der hier vorliegenden Studie zu berücksichtigenden Untersuchungsgebiete hätte den Rahmen dieser Untersuchung jedoch gesprengt.

Die nachfolgenden Berechnungen zur Kostenkalkulation von grundwasserschonenden Bewirtschaftungsmaßnahmen landwirtschaftlicher Flächennutzung basieren auf der LAWA-Studie „Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen nach Wasserrahmenrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft“ (Osterburg & al. 2007; s.a. Kap. 2.6).

In Tab. 9-1 sind diese Maßnahmen von M1 - M49 mit den Schwankungsbreiten der durch die jeweilige Maßnahme entstehenden Kosten und ihrem Potenzial zur Verminderung der N-Fracht im Sickerwasser (in kg N/(ha·a)) zusammengefasst dargestellt. Da die von Osterburg & al. (2007) zusammengestellten Kosten aus dem Jahr 2007 stammen bzw. noch älter sind, wurden sie in Tabelle 9-1 pauschal mit einem Preissteigerungsfaktor von 40 % versehen.

Die Maßnahmen einer jeweiligen Maßnahmengruppe wurden über einen Gewichtungsfaktor für jede einzelne Maßnahme zusammengefasst und entsprechend dieser Gewichtungsfaktoren die mittleren durch diese Maßnahmengruppe entstehenden Kosten (€/ha·a) sowie mittleren N-Minderungspotenziale (kg N/(ha·a)) ermittelt. Die Gewichtungsfaktoren wurden nach einer fachlichen Einschätzung festgesetzt, die beschreibt, mit welchem Flächenanteil die Einzelmaßnahme im Vergleich zur Maßnahmengruppe (100 %) in der Praxis umgesetzt wird.

Nicht weiter berücksichtigt bei der Ermittlung der durchschnittlichen Maßzahlen pro Maßnahmengruppe wurden die Maßnahmen

- M31 Wirtschaftsdüngermanagement im Stall
- M36 Wirtschaftsdüngerexport
- M37 N-reduzierte Fütterung Schweine und M38 N-reduzierte Fütterung Geflügel der Maßnahmengruppe „Stall“
- M40 Schaffung von (Ufer-)Randstreifen
- M41 Baumaßnahmen am Gewässer zur Reduzierung Abfluss,

da diese Maßnahmen hinsichtlich ihrer Relevanz zur Reduzierung von N-Einträgen in das Grundwasser nur individuell bewertet werden können und Osterburg & al. (2007) daher für den Erfolgsparameter N-Minderungspotenzial N-Fracht und/oder Entgelt keine Werte angeben. Ebenfalls keine weitere Berücksichtigung findet die Maßnahme M46 „Düngeplanung“, da davon ausgegangen wird, dass diese Maßnahme bereits mit den durch eine landwirtschaftliche Beratung entstehenden Kosten abgegolten ist.

Insgesamt ergeben sich somit 11 Maßnahmengruppen (ohne Maßnahmengruppe 8 „Stallplatz“), für die die Reduzierungspotenziale und entstehenden Entgeltkosten (in €/ha·a) in Tab. 9-2 zusammengefasst sind.

In Tabelle 2-3 (Kap. 2.6) wird bei einzelnen Maßnahmen das minimale N-Minderungspotenzial mit „0 kg/ha“ ausgewiesen. Bei gegebenen Kosten einer Maßnahme ist damit die Errechnung einer Kostenwirksamkeit (in €/kg N) mathematisch nicht zulässig (Division durch Null). Um dennoch die Spannweite von sich ergebenden Kostenwirksamkeiten aufzeigen zu können, wurde in solchen in Tabelle 9-1 die minimale Verminderung der N-Fracht im Sickerwasser mit 1 kg N/(ha a) festgesetzt.

Tab. 9-1 Maßnahmen zur Nitratreduktion (nach Osterburg & al., 2007; verändert).

Gruppen-Nr.	Maßnahmen-Nr.	Maßnahme	absolute Kosten / Reduzierungen									Gewichtungs-faktor	Maßnahmengewichtete Kosten / Reduzierungen					
			Kosten (inkl. Steigerung) [€/ha.a]			Verminderung der N-Fracht im Sickerwasser [kg N/(ha.a)]			Kosten [€/kg.N]				Verminderung der N-Fracht im Sickerwasser [kg N/anteilter Fläche]			Mittlere Kosten [€/anteilter Fläche]		
			min	mittel	max	min	mittel	max	min	mittel	max		min	mittel	max	min	mittel	max
1	M1	Zwischenfrucht (ZF) mit frühem Umbruch	56	98	140	15	20	25	2,2	4,9	9,3	0,25	3,8	5,0	6,3	14,0	24,50	35,0
	M2	ZF mit spätem Umbruch	56	126	168	25	35	50	1,1	3,6	6,7	0,25	6,3	8,8	12,5	14,0	31,50	42,0
	M3	Winterrüben als ZF vor Wintergetreide	84	84	84	10	20	30	2,8	4,2	8,4	0,10	1,0	2,0	3,0	8,4	8,40	8,4
	M4	Winterharte ZF mit spätem Umbruch	98	140	182	30	40	60	1,6	3,5	6,1	0,20	6,0	8,0	12,0	19,6	28,00	36,4
	M5	Untersaaten	70	112	175	5	10	20	3,5	11,2	35,0	0,14	0,7	1,4	2,8	9,8	15,68	24,5
	M6	1-jährige Brache mit leguminosenfreier Begrünung und Herbstumbruchverzicht	126	154	210	30	40	60	2,1	3,9	7,0	0,03	0,9	1,2	1,8	3,8	4,62	6,3
	M7	2-jährige Brache mit leguminosenfreier Begrünung und Herbstumbruchverzicht	154	168	280	30	50	70	2,2	3,4	9,3	0,02	0,6	1,0	1,4	3,1	3,36	5,6
	M8	mehrwährige Brache mit leguminosenfreier Begrünung und Herbstumbruchverzicht	168	210	490	40	60	80	2,1	3,5	12,3	0,01	0,4	0,6	0,8	1,7	2,10	4,9
Σ Gr. 1: Begrünung												1,00	19,6	28,0	40,6	74,3	118,16	163,1
2	M9	Fruchtfolge "jähr. Wechsel Sommerung - Winterung" (4-jährig)	210	280	490	10	20	30	7,0	14,0	49,0	0,30	3,0	6,0	9,0	63,0	84,00	147,0
	M10	Frühernte Mais mit ZF und nachfolgende Sommerung	420	420	420	20	30	40	10,5	14,0	21,0	0,30	6,0	9,0	12,0	126,0	126,00	126,0
	M11	ZF nach Raps und nachfolgende Sommerung	168	210	350	30	50	70	2,4	4,2	11,7	0,10	3,0	5,0	7,0	16,8	21,00	35,0
	M12	ZF nach Kartoffeln und nachfolgende Sommerung	84	210	350	30	40	60	1,4	5,3	11,7	0,10	3,0	4,0	6,0	8,4	21,00	35,0
	M13	ZF nach Feldgemüse und nachfolgende Nicht-Gemüse-Sommerung	168	280	350	40	60	80	2,1	4,7	8,8	0,10	4,0	6,0	8,0	16,8	28,00	35,0
M14	Förderung von Extensivkulturen	70	98	210	1	10	20	3,5	9,8	210,0	0,10	0,1	1,0	2,0	7,0	9,80	21,0	
Σ Gr. 2: Fruchtfolge												1,00	19,1	31,0	44,0	238,0	289,80	399,0
3	M15	Maisensaat	35	70	126	1	5	10	3,5	14,0	126,0	1,00	1,0	5,0	10,0	35,0	70,00	126,0
Σ Gr. 3: Aussaatverfahren												1,00	1,0	5,0	10,0	35,0	70,00	126,0
4	M16	Mulchsaat zu Sommerungen	56	112	168	1	10	25	2,2	11,2	168,0	0,20	0,2	2,0	5,0	11,2	22,40	33,6
	M17	Direktsaat	56	112	280	1	10	20	2,8	11,2	280,0	0,20	0,2	2,0	4,0	11,2	22,40	56,0
	M18	reduzierte Bodenbearbeitung nach Raps	35	56	84	1	10	30	1,2	5,6	84,0	0,20	0,2	2,0	6,0	7,0	11,20	16,8
	M19	Verzicht auf Bodenbearbeitung bis Mitte November nach der Getreidernte vor Sommerung	28	42	70	5	10	15	1,9	4,2	14,0	0,20	1,0	2,0	3,0	5,6	8,40	14,0
M20	Verzicht auf Bodenbearbeitung nach Mais bei nachfolgendem Anbau einer Sommerung	28	35	42	5	10	15	1,9	3,5	8,4	0,20	1,0	2,0	3,0	5,6	7,00	8,4	
Σ Gr. 4: Bodenbearbeitung												1,00	2,6	10,0	21,0	40,6	71,40	128,8
5	M21	Grünlandextensivierung	112	140	210	1	10	20	5,6	14,0	210,0	0,40	0,4	4,0	8,0	44,8	56,00	84,0
	M22	extensive Weidewirtschaft	70	108	154	1	10	20	3,5	10,8	154,0	0,40	0,4	4,0	8,0	28,0	43,12	61,6
	M23	umbruchlose Grünlanderneuerung	28	56	70	40	60	80	0,4	0,9	1,8	0,20	8,0	12,0	16,0	5,6	11,20	14,0
Σ Gr. 5: Grünland												1,00	8,8	20,0	32,0	78,4	110,32	159,6
6	M24	reduzierte N-Mineraldüngung (Acker) inkl. Verzicht auf Spätgabe bei Getreide	70	112	420	1	5	10	7,0	22,4	420,0	0,25	0,3	1,3	2,5	17,5	28,00	105,0
	M25	Zeitpunkt der N-Mineraldüngung auf Acker	28	28	28	1	10	20	1,4	2,8	28,0	0,20	0,2	2,0	4,0	5,6	5,60	5,6
	M26	Einsatz stabilisierter N-Mineraldünger bei Wintergetreide und Kartoffeln	35	42	49	1	10	20	1,8	4,2	49,0	0,10	0,1	1,0	2,0	3,5	4,20	4,9
	M27	Einsatz des Cultiar-Verfahrens	35	56	70	1	10	20	1,8	5,6	70,0	0,10	0,1	1,0	2,0	3,5	5,60	7,0
	M28	Verbesserte N-Mineraldüngeranbringungs-technik (Exaktstreuer)	25,2	36,4	49	1	5	10	2,5	7,3	49,0	0,25	0,3	1,3	2,5	6,3	9,10	12,3
	M29	Reihendüngung bei Kartoffeln	36,4	36,4	36,4	1	10	15	2,4	3,6	36,4	0,05	0,1	0,5	0,8	1,8	1,82	1,8
	M30	Teilflächenspezifische Düngung	14	140	350	1	10	20	0,7	14,0	350,0	0,05	0,1	0,5	1,0	0,7	7,00	17,5
Σ Gr. 6: N-Mineraldüngung												1,00	1,0	7,5	14,8	38,9	61,32	154,1
7	M31	Wirtschaftsdüngermanagement im Betrieb (Stall, Lagerung)	2,8	0	5,6								0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0
	M32	Einsatz von grundwasserschonender Ausbringungstechnik für Gülle und Gärsubstrate	21	35	49	1	10	20	1,1	3,5	49,0	0,15	0,2	1,5	3,0	3,2	5,25	7,4
	M33	Einsatz von grundwasserschonender Ausbringungstechnik für Festmist	49	49	49	1	5	10	4,9	9,8	49,0	0,15	0,2	0,8	1,5	7,4	7,35	7,4
	M34	keine Wirtschaftsdüngeranbringung nach der Ernte	14	28	42	5	10	30	0,5	2,8	8,4	0,35	1,8	3,5	10,5	4,9	9,80	14,7
	M35	Verlängerung der Sperrfristen für Wirtschaftsdünger	35	35	35	5	10	15	2,3	3,5	7,0	0,35	1,8	3,5	5,3	12,3	12,25	12,3
	M36	Wirtschaftsdüngerexport		11,2										0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Σ Gr. 7: Wirtschaftsdünger												1,00	3,8	9,3	20,3	27,7	34,65	41,7
8	M37	N-reduzierte Fütterung Schweine																
	M38	N-reduzierte Fütterung Geflügel																
Σ Gr. 8: Stallplatz																		
9	M39	Umwandlung von Ackerland in Grünland / mehrjährige Feldgrasbewirtschaftung	518	560	840	30	50	70	7,4	11,2	28,0	1,00	30,0	50,0	70,0	518,0	560,00	840,0
	M40	Schaffung von (Ufer-)Randstreifen			1120									0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Σ Gr. 9: Landnutzungsänderung												1,00	30,0	50,0	70,0	518,0	560,00	840,0
10	M41	Baumaßnahmen am Gewässer zur Reduzierung Abfluss											0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0
	M42	Rückbau von Drainagen	518	560	1120	30	50	70	7,4	11,2	37,3	0,33	10,0	16,7	23,3	172,7	186,67	373,3
	M43	Wiedervernässung von Auen	179	350	1400	50	75	300	0,6	4,7	28,0	0,33	16,7	25,0	100,0	59,7	116,67	466,7
	M44	Wiedervernässung von Anmooren und Mooren	179	350	1400	50	100	300	0,6	3,5	28,0	0,33	16,7	33,3	100,0	59,7	116,67	466,7
Σ Gr. 10: Wasserbau												1,0	43,3	75,0	223,3	292,1	420,00	1306,7
11	M45	Ökologischer Landbau	112	238	280	1	20	50	2,2	11,9	280,0	1,00	1,0	20,0	50,0	112,0	238,00	280,0
Σ Gr. 11: Betriebs-/Produktionssystem												1,00	1,0	20,0	50,0	112,0	238,00	280,0
12	M46	Düngeplanung (40 ha Betrieb)	14	21	28	1	20	30	0,5	1,1	28,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0
	M47	Frühjahrs-Nmin-Analyse zur Unterstützung der Düngeplanung	28	84	112	1	10	30	0,9	8,4	112,0	0,33	0,3	3,3	10,0	9,3	28,00	37,3
	M48	Pflanzenanalysen zur Unterstützung der vegetationsbegleitenden Düngeplanung	28	56	84	1	10	20	1,4	5,6	84,0	0,33	0,3	3,3	6,7	9,3	18,67	28,0
	M49	Wirtschaftsdüngeplanungen zur Unterstützung der Düngeplanung	2,8	7	14	1	10	40	0,1	0,7	14,0	0,33	0,3	3,3	13,3	0,9	2,33	4,7
Σ Gr. 12: Düngeplanung												1,00	1,0	10,0	30,0	19,6	49,00	70,0

Tab. 9-2 N-Reduzierungspotenziale und Entgeltkosten der 11 Maßnahmengruppen.

Gr.-Nr.	Maßnahmengruppe	Verminderung der N-Fracht im Sickerwasser [kg N/ha]			Mittlere Kosten [€/ha]			Mittlere Kosten [€/kg N]		
		min	mittel	max	min	mittel	max	min	mittel	max
1	Gr. Begrünung	19.6	28.0	40.6	74.3	118.2	163.1	1.8	4.2	8.3
2	Gr. Fruchtfolge	19.1	31.0	44.0	238.0	289.8	399.0	5.4	9.3	20.9
3	Gr. Aussaatverfahren	1.0	5.0	10.0	35.0	70.0	126.0	3.5	14.0	126.0
4	Gr. Bodenbearbeitung	2.6	10.0	21.0	40.6	71.4	128.8	1.9	7.1	49.5
5	Gr. Grünland	8.8	20.0	32.0	78.4	110.3	159.6	2.5	5.5	18.1
6	Gr. N-Mineraldüngung	1.0	7.5	14.8	38.9	61.3	154.1	2.6	8.2	154.1
7	Gr. Wirtschaftsdünger	3.8	9.3	20.3	27.7	34.7	41.7	1.4	3.7	11.0
9	Gr. Landnutzungsänderung	30.0	50.0	70.0	518.0	560.0	840.0	7.4	11.2	28.0
10	Gr. Wasserbau	43.3	75.0	223.3	292.1	420.0	1306.7	1.3	5.6	30.2
11	Gr. Betriebs-/Produktionssystem	1.0	20.0	50.0	112.0	238.0	280.0	2.2	11.9	280.0
12	Gr. Düngemanagement	1.0	10.0	30.0	19.6	49.0	70.0	0.7	4.9	70.0

Aus den derart ermittelten Durchschnittszahlen der verbleibenden 11 Maßnahmengruppen werden exemplarisch je drei Maßnahmenpakete Ackerbau und Grünland mit den Intensitätsstufen „niedrig“, „medium“ und „intensiv“ zusammengestellt (s. Tab. 9-3). In diese Pakete gehen die Durchschnittswerte der jeweiligen Maßnahmengruppe wieder mit einer nach fachlicher Einschätzung durchgeführten Gewichtung ein, die der Bedeutung ihrer Umsetzung in der Praxis entspricht, d. h. dem geschätzten Anteil der Flächen, die in der Praxis mit diesen Maßnahmen belegt werden (können). Da landwirtschaftliche Nutzflächen mit verschiedenen Maßnahmen mehrfach belegt werden können, ergibt sich bei der Auflistung der Gewichtungsfaktoren ein Wert von <math><1 \text{ bis } >1 = < 100 \% \text{ bis } > 100 \%</math>.

Tab. 9-3 Maßnahmenpakete Ackerbau und Grünland

Maßnahmengruppe	Paket Ackerbau (niedrig)						Paket Ackerbau (medium)						Paket Ackerbau (intensiv)								
	Flächenanteil	Verminderung der N-Fracht im Sickerwasser [kg N/ha.a]			anteilige Kosten am Paket [€/ha.a]			Flächenanteil	Verminderung der N-Fracht im Sickerwasser [kg N/ha.a]			anteilige Kosten am Paket [€/ha.a]			Flächenanteil	Verminderung der N-Fracht im Sickerwasser [kg N/ha.a]			anteilige Kosten am Paket [€/ha.a]		
		min	mittel	max	min	mittel	max		min	mittel	max	min	mittel	max		min	mittel	max	min	mittel	max
Gr. Begrünung	0,30	5,9	8,4	12,2	22,3	35,4	48,9	0,50	9,8	14,0	20,3	37,2	59,1	81,6	0,60	11,8	16,8	24,3	44,6	70,9	97,9
Gr. Fruchtfolge	0,10	1,9	3,1	4,4	23,8	29,0	39,9	0,10	1,9	3,1	4,4	23,8	29,0	39,9	0,30	5,7	9,3	13,2	71,4	86,9	119,7
Gr. Aussaatverfahren	0,05	0,1	0,3	0,5	1,8	3,5	6,3	0,05	0,1	0,3	0,5	1,8	3,5	6,3	0,40	0,4	2,0	4,0	14,0	28,0	50,4
Gr. Bodenbearbeitung	0,20	0,5	2,0	4,2	8,1	14,3	25,8	0,50	1,3	5,0	10,5	20,3	35,7	64,4	0,80	2,1	8,0	16,8	32,5	57,1	103,0
Gr. Grünland	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gr. N-Mineraldüngung	0,20	0,2	1,5	3,0	7,8	12,3	30,8	0,40	0,4	3,0	5,9	15,6	24,5	61,6	0,80	0,8	6,0	11,8	31,1	49,1	123,3
Gr. Wirtschaftsdünger	0,50	1,9	4,6	10,1	13,8	17,3	20,8	0,80	3,0	7,4	16,2	22,1	27,7	33,3	0,80	3,0	7,4	16,2	22,1	27,7	33,3
r. Landnutzungsänderung	0,01	0,3	0,5	0,7	5,2	5,6	8,4	0,01	0,3	0,5	0,7	5,2	5,6	8,4	0,05	1,5	2,5	3,5	25,9	28,0	42,0
Gr. Wasserbau	0,01	0,4	0,8	2,2	2,9	4,2	13,1	0,01	0,4	0,8	2,2	2,9	4,2	13,1	0,05	2,2	3,8	11,2	14,6	21,0	65,3
Gr. Betriebs-	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	0,0	0,2	0,5	1,1	2,4	2,8
Gr. Düngemanagement	0,20	0,2	2,0	6,0	3,9	9,8	14,0	0,20	0,2	2,0	6,0	3,9	9,8	14,0	0,60	0,6	6,0	18,0	11,8	29,4	42,0
Summe	1,57	11,4	23,1	43,3	89,6	131,4	208,0	2,57	17,4	36,0	66,7	132,7	199,1	322,6	4,41	28,1	61,9	119,5	269,1	400,5	679,7

Maßnahmengruppe	Paket Grünland (niedrig)						Paket Grünland (medium)						Paket Grünland (intensiv)								
	Flächenanteil	Verminderung der N-Fracht im Sickerwasser [kg N/ha.a]			anteilige Kosten am Paket [€/ha.a]			Flächenanteil	Verminderung der N-Fracht im Sickerwasser [kg N/ha.a]			anteilige Kosten am Paket [€/ha.a]			Flächenanteil	Verminderung der N-Fracht im Sickerwasser [kg N/ha.a]			anteilige Kosten am Paket [€/ha.a]		
		min	mittel	max	min	mittel	max		min	mittel	max	min	mittel	max		min	mittel	max	min	mittel	max
Gr. Begrünung	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gr. Fruchtfolge	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gr. Aussaatverfahren	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gr. Bodenbearbeitung	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gr. Grünland	0,50	4,4	10,0	16,0	39,2	55,2	79,8	1,00	8,8	20,0	32,0	78,4	110,3	159,6	1,00	8,8	20,0	32,0	78,4	110,3	159,6
Gr. N-Mineraldüngung	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gr. Wirtschaftsdünger	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	1,9	4,6	10,1	13,8	17,3	20,8	0,0
Gr. Landnutzungsänderung	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gr. Wasserbau	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gr. Betriebs-/Produktionssystem	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gr. Düngemanagement	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,80	0,8	8,0	24,0	15,7	39,2	56,0	0,0
Summe	0,50	4,4	10,0	16,0	39,2	55,2	79,8	1,00	8,8	20,0	32,0	78,4	110,3	159,6	2,30	11,5	32,6	66,1	107,9	166,8	236,4

Ermittelt man nun aus den Kosten und der kalkulierten Verminderung der N-Fracht im Sickerwasser des jeweiligen Maßnahmenpaketes ihre Kosteneffizienz (ausgedrückt in €/kg N ergeben sich die in Tabelle 9-4 dargestellten Zahlen. Es zeigt sich, dass unabhängig vom Intensitätsgrad des gewählten Paketes sowohl für die Ackerbau- als auch Grünlandpakete die mittlere Kosteneffizienz in einer Größenordnung zwischen 5 - 7 €/kg N liegt, allerdings mit einer Spannweite von minimaler bis maximaler Kosteneffizienz von ca. 2 - 20 €/kg N.

Tab. 9.4 Kosteneffizienz und N-Reduzierungspotenzial der Ackerbau- und Grünlandpakete

Inten- sität	Ackerbaupakete						Inten- sität	Grünlandpakete					
	Kosteneffizienz [€/ (kg N*ha*a)]			N-Reduzierung [kg N/(ha*a)]				Kosteneffizienz [€/ (kg N*ha*a)]			N-Reduzierung [kg N/(ha*a)]		
	min	mittel	max	min	mittel	max		min	mittel	max	min	mittel	max
niedrig	18,3	5,7	2,1	11,4	23,1	43,3	niedrig	18,1	5,5	2,5	4,4	10,0	16,0
medium	18,5	5,5	2,0	17,4	36,0	66,7	medium	18,1	5,5	2,5	8,8	20,0	32,0
intensiv	24,2	6,5	2,3	28,1	61,9	119,5	intensiv	20,6	5,1	1,6	11,5	32,6	66,1
∅	20,3	5,9	2,1				∅	18,9	5,4	2,2			

Veränderungen der Zusammensetzung der einzelnen Ackerbau- und Grünlandpakete durch eine unterschiedliche Gewichtung der einzelnen, in den Paketen berücksichtigten Maßnahmengruppen zeigten, dass sich hierdurch die Größenordnung der mittleren erzielbaren Kosteneffizienzen nicht änderte und in einem Bereich zwischen 5 - 7 €/kg N verblieb.

Für die weiteren Berechnungen der in den einzelnen Untersuchungsgebieten durch landwirtschaftliche Maßnahmen entstehenden Kosten wird daher im Folgenden von einer mittleren Kosteneffizienz von 6 €/kg N ausgegangen. Multipliziert mit der N-Fracht in kg/(ha-a), deren Eintrag in das Grundwasser im jeweiligen Untersuchungsgebiet verhindert werden soll, ergeben sich die entstehenden Kosten pro ha und Jahr, die für die entsprechenden landwirtschaftlichen Maßnahmen aufgebracht werden müssen.

Ausdrücklich betont werden soll an dieser Stelle, dass für diese Berechnung zunächst nur die mittlere Kosteneffizienz berücksichtigt wurde, die in Abhängigkeit von den strukturellen Eigenschaften des einzelnen Untersuchungsgebietes sowohl nach unten als auch nach oben um den Faktor 3 - 4 abweichen kann.

9.3.4 Kostenvergleich zwischen vor- und nachsorgenden Maßnahmen

Für die kapitalisierte Bewertung des Nitratabbauvermögens nach dem Äquivalenzprinzip werden die derzeit für den Grundwasserschutz aufgebrachten Kosten und die (hypothetischen) zusätzlich aufzubringenden Kosten für einen Grundwasserschutz ohne Nitratabbauvermögen addiert und den Kosten für eine technische Aufbereitung gegenüber gestellt. Damit werden die geschätzten jährlichen Gesamtkosten für einen nachhaltigen Grundwasserschutz ohne ein Nitratabbauvermögen in Beziehung zu den Kosten einer Aufbereitung gesetzt. Diese hängen stark von den Randbedingungen, insbesondere von der aufzubereitenden Rohwassermenge, ab. Generell kann für die Aufbereitungskosten von einer Spannweite von 0,25 bis 1,00 €/m³ ausgegangen werden. Vereinfachend wird für die folgende Abschätzung von Kosten von 0,3 €/m³ ausgegangen (Kap. 2.6).

Diese Betrachtung wurde für die Gebiete der Bearbeitungsstufe 3 durchgeführt, wobei Gebiete und Teileinzugsgebiete, die entsprechend ihrer Nitrateintragsituation auch ohne Nutzung des Nitratabbauvermögens als nachhaltig eingestuft wurden, unberücksichtigt blieben. Der Kostenvergleich zwischen vor- und nachsorgenden Maßnahmen wurde für acht Wassergewinnungsgebiete bzw. zehn Teileinzugsgebiete durchgeführt. In allen untersuchten Fällen lagen die Kosten für eine Rohwasseraufbereitung – unter den oben genannten Rahmenbedingungen – über den Kosten für einen nachhaltigen Grundwasserschutz, der

nicht (mehr) auf eine Zehrung des Nitratabbauvermögens zurückgreift. Die ermittelten Mehrkostenfaktoren sind in Abb. 9-4 in Form einer Häufigkeitsverteilung zusammengestellt.

In der Mehrzahl der hier untersuchten Fälle liegen die Mehrkosten einer Rohwasseraufbereitung um das zwei – bis vierfache über den Kosten, die der Grundwasserschutz verursachen würde, auch wenn kein Nitratabbauvermögen mehr zur Verfügung stünde. Gebiete, in denen nur eine geringe Minderung der Nitrateinträge für eine nachhaltige Bewirtschaftung auch ohne eine Nutzung des Nitratabbauvermögens ausreichen würde, weisen erwartungsgemäß die höchsten Mehrkostenfaktoren auf. Hier wäre eine Aufbereitung des Wassers im Vergleich zum Grundwasserschutz wirtschaftlich am ungünstigsten. Aber auch in den derzeit intensiv bewirtschafteten Gebieten mit hohen ackerbaulich genutzten Flächenanteilen wäre eine Aufbereitung deutlich teuer als ein intensiv betriebener Grundwasserschutz.



Abb. 9-4 Mehrkostenfaktor einer Aufbereitung im Vergleich zu den Kosten für Grundwasserschutzmaßnahmen bei einem nicht mehr vorhandenen Nitratabbauvermögen. Annahme: Aufbereitung für die Entfernung von Nitrat aus dem Rohwasser $0,3 \text{ €/m}^3$; Kosteneffizienz landwirtschaftlicher Grundwasserschutzmaßnahmen 6 €/kg N .

Diese Bewertung des Vergleichs von Aufwendungen für den Grundwasserschutz und eine technische Aufbereitung des Rohwassers ändert sich aber in Abhängigkeit von den gewählten Randbedingungen unter Umständen erheblich. Bei den in Kap. 9.3.3 erläuterten Berechnungen zur mittleren Kosteneffizienz landwirtschaftlicher Grundwasserschutzmaßnahmen (6 €/kg N wurde bereits auf den großen Schwankungsbereich dieser berechneten Kosteneffizienz hingewiesen (Faktor 3 - 4 in beide Richtungen), der u. a. von den strukturellen Eigenheiten des einzelnen Untersuchungsgebietes abhängt.

Geht man bei den Berechnungen von deutlich geringeren Kosteneffizienzen landwirtschaftlicher Grundwasserschutzmaßnahmen aus, z. B. 12 €/kg N , so ergibt sich das in Abb. 9-5 dargestellte Ergebnis. Unter diesen veränderten Rahmenbedingungen zeigt sich unter der Annahme, dass kein Nitratabbauvermögen zur Verfügung steht, dass in zwei von acht Untersuchungsgebieten Aufbereitungsmaßnahmen kostengünstiger als (landwirtschaftliche) Grundwasserschutzmaßnahmen wären.

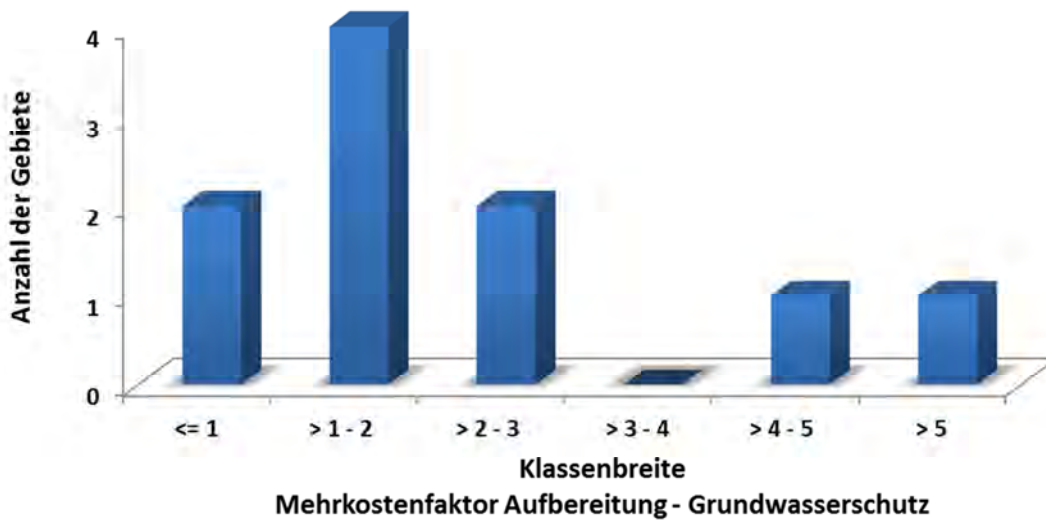


Abb. 9-5 Mehrkostenfaktor einer Aufbereitung im Vergleich zu den Kosten für Grundwasserschutzmaßnahmen bei einem nicht mehr vorhandenen Nitratabbauvermögen. Annahme: Aufbereitung für die Entfernung von Nitrat aus dem Rohwasser $0,3 \text{ €/m}^3$; Kosteneffizienz landwirtschaftlicher Grundwasserschutzmaßnahmen 12 €/kg N .

Derartig ungünstige (oder noch ungünstigere) Kosteneffizienzen zur N-Vermeidung sind insbesondere in Gebieten zu erwarten, in denen auf Grund ihrer Flächennutzungsintensität N-Einträge in das Grundwasser in einer Größenordnung zu reduzieren sind, die mit klassischen landwirtschaftlichen Maßnahmen nicht mehr zu erzielen sind und alternativ z. B. nur noch ein Flächenerwerb mit anschließender vollständiger Extensivierung denkbar ist.

Andererseits verändern sich die in den beiden vorhergehenden Abbildungen dargestellten Relationen mit steigenden Aufbereitungskosten wieder zu Gunsten einer Vorzüglichkeit von landwirtschaftlichen Grundwasserschutzmaßnahmen. Unterstellt man bei den Berechnungen neben den Kosteneffizienzen landwirtschaftlicher Grundwasserschutzmaßnahmen von 12 €/kg N Rohwasseraufbereitungskosten von z. B. $0,6 \text{ €/m}^3$, so verschieben sich die Ergebnisse wieder in Richtung der in Abb. 9-4 dargestellten Zusammenhänge.

Insgesamt zeigen die überschlägigen Berechnungen, dass in Abhängigkeit von den gewählten Randbedingungen, in der Mehrzahl der betrachteten Untersuchungsgebiete die Aufbereitungskosten z. T. um das mehrfache oberhalb der für landwirtschaftliche Grundwasserschutzmaßnahmen notwendigen Kosten liegen. Sie zeigen aber auch die Erfordernis, im Falle von strategischen Entscheidungszwängen in den individuellen Untersuchungsgebieten sich von den hier nur pauschal unterstellten Randbedingungen zu lösen und diese individuell und detailliert für das jeweilige Untersuchungsgebiet zu ermitteln.

9.4 Langfristige Strategien – Flächenkauf oder Ewigkeitskosten?

Übergeordnetes Ziel des Vorhabens ist es, die langfristigen Auswirkungen hoher Nitrateinträge auf die Qualität wasserwirtschaftlich genutzter Grundwasserressourcen sichtbar zu machen, um im Sinne eines nachhaltigen Ressourcenschutzes erforderliche vorbeugende Maßnahmen rechtzeitig und effizient umsetzen zu können.

Die Modellrechnungen für das WGG Forstwald haben gezeigt, dass in den kommenden 30 Jahren keine Nitratkonzentrationen über 37,5 mg/l im Rohwasser zu erwarten sind und dass eine Nitratkonzentration von über 37,5 mg/l im Rohwasser durch Grundwasserschutzmaßnahmen weit in die Zukunft verlagert werden kann. Auf dem derzeitigen N-Eintragsniveau („Status quo“) und unter der Annahme, dass nur 10 % der OC-Gehalte für die Denitrifikation zur Verfügung stehen, überschreitet die modellierte Nitratkonzentration im Rohwasser den Wert von 37,5 mg/l erst nach 300 Jahren. Eine Intensivierung der Flächennutzung – wie sie derzeit in vielen Wassergewinnungsgebieten stattfindet – kann diesen Zeitpunkt aber schnell näher in die Gegenwart verlagern. Mit denselben Modellannahmen bezüglich des Abbauvermögens, aber einem Anstieg der Nitrateinträge auf das „Worst case“-Niveau (20 % über den bisherigen maximalen Einträgen) überschreitet die modellierte Nitratkonzentration im Rohwasser den Wert von 37,5 mg/l bereits in 65 Jahren. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit eines permanenten Grundwasserschutzes.

Am Fallbeispiel des WGG Forstwald wurde im Rahmen einer dimensionsmäßigen Abschätzung exemplarisch untersucht, ob und in welchem Maß ein Erwerb und eine Extensivierung von Flächen eine Alternative zum konventionellen Grundwasserschutz darstellen können.

Um das aktuelle Eintragsniveau halten zu können und einen Anstieg auf das „Worst case“-Niveau zu vermeiden, muss der derzeit praktizierte Grundwasserschutz „ewig“ beibehalten werden. Die derzeit aufzubringenden Kosten für Grundwasserschutzmaßnahmen wurden anhand eines mittleren Wasserentnahmeentgelts von 5 Cent/m³ abgeschätzt, um eine vergleichbare Vorgehensweise zu ermöglichen. Hierbei wurde angenommen, dass die eine Hälfte des Geldes für Maßnahmen im WGG und die andere Hälfte für Beratungsmaßnahmen ausgegeben wurde. Für das WGG Forstwald wurden die Aufwendungen für den Grundwasserschutz auf 184.000 €/a geschätzt.

Eine alternative Vorgehensweise könnte es sein, Flächen aufzukaufen und zu extensivieren. Diese Vorgehensweise wird im folgenden Abschnitt exemplarisch untersucht und mit Modellrechnungen hinterlegt. Ziel der Ausführungen ist es nicht, eine für das konkrete Gebiet ausgearbeitete Grundwasserschutzstrategie zu erarbeiten, sondern die prinzipielle Machbarkeit dieser alternativen Vorgehensweise zu untersuchen. Fragen zur Umsetzbarkeit eines Flächenkaufs durch das WVU, zur realen Verfügbarkeit der Flächen und zur Anrechenbarkeit des Wasserentnahmeentgelts für diese Maßnahme, Kostensteigerungen usw. bleiben unberücksichtigt. Das untersuchte Szenario geht davon aus, dass es ohne Grundwasserschutz zu einem „sofortigen“ Anstieg der Nitrateinträge auf Acker- und Grünlandflächen auf ein Niveau kommt, das 20 % über dem bisherigen Maximum lag („Worst case“-Szenario).

Der Flächenkauf soll kostenneutral erfolgen, d.h. es können maximal die aus dem Wasserentnahmeentgelt (WEE) stammenden Mittel eingesetzt werden. Diese Mittel werden zur Abzahlung eines Kredites eingesetzt, der für den Flächenkauf zu üblichen Konditionen aufgenommen wird. Der Flächenkauf ist somit vollständig fremdfinanziert und das WEE wird zur Bedienung der Finanzierungskosten eingesetzt. Damit limitieren die Mittel für den Grundwasserschutz in diesem Beispiel die zu extensivierende Fläche. Im folgenden Beispiel wäre ein vollständig fremdfinanzierter Erwerb von 55 ha möglich:

Fallbeispiel WGG Forstwald

1. Wasserwirtschaftliche Rahmendaten

Entnahmerate	3,68 Mio. m ³ /a
Wasserentnahmeentgelt	0,05 €/m ³
Mittel für Grundwasserschutz	184.000 €/a
Summerarische Kosten über 30 a:	184.000 €/a X 30 = 5,52 Mio. €

2. Flächenerwerb

Kaufpreis (Acker- und Grünland)	50.000 €/ha
Fläche	55 ha
Aufzubringende Mittel	2,75 Mio. €

3. Rahmenbedingungen Finanzierung Flächenkauf

Darlehen	2.75 Mio. €
Laufzeit	30 Jahre
Kreditzins (effektiv)	5,0 %
Annuität (mit Zins und Tilgung)	178.891 €/a
Summerarische Kosten über 30 a:	178.891 €/a X 30 = 5,37 Mio. €

Anmerkungen: Der Wert Kaufpreis ist grob geschätzt, weitere Kosten für die Extensivierung oder eine nachgelagerte Aufforstung oder eine Verpachtung der nur extensiv zu nutzenden Fläche wurden vernachlässigt, da diese im Vergleich zum Kaufpreis im Rahmen dieser groben Abschätzung vernachlässigt werden können (Kosten für die Aufforstung: ca. 3.000 €/ha, Einnahmen durch Verpachtung extensiv zu nutzender Flächen: wenige Hundert €/a); Für die Bedienung der Finanzierung wird das gesamte WEE angerechnet. Preissteigerungen für Flächenkauf und Grundwasserschutzmaßnahmen bleiben unberücksichtigt, da davon ausgegangen wird, dass diese sich gegenseitig aufheben.

Die Kosten für die Extensivierung, d.h. der Kaufpreis für die Flächen über einen 30 jährigen Finanzierungszeitraum und die über 30 Jahre zu leistenden Aufwendungen für Grundwasserschutz liegen mit rd. 5,5 Mio. € in der gleichen Größenordnung.

Um die Auswirkungen einer schrittweisen Extensivierung von Flächen zu berechnen, wurden Langzeitprognosen (Kapitel 8.3) auf Grundlage des Szenarios: Nitrateintrag „Worst case“; reaktiver OC-Anteil 10 % berechnet. In diesem Modellszenario wäre ohne Extensivierung eine Nitratkonzentration von >37,5 mg/l bereits Mitte der 2060er Jahre zu erwarten (Abb. 9.5).

In jedem Intensivierungsschritt werden 55 ha landwirtschaftliche Nutzfläche extensiviert, so dass hier die Nitratkonzentrationen im neu gebildeten Grundwasser < 10 mg/l liegen. Die Extensivierung erfolgt vollständig am Anfang eines 30 jährigen Zeitraumes. Nach 30 Jahren beginnt sofort der nächste Extensivierungsschritt. Die Extensivierung beginnt brunnennah (FZZ 1) und wird dann auf brunnenferne Fließzeitzonen (FZZ 2, später FZZ 3) ausgeweitet. Insgesamt wurden sechs Extensivierungsschritte berechnet.

Die Entwicklung der Nitratkonzentration im Rohwasser ist für den ersten Extensivierungsschritt in Abb. 9.5 dargestellt. Sie können dort direkt mit dem Referenzszenario „konventioneller Grundwasserschutz“ verglichen werden. Dies wird durch konstante Einträge und einen reaktiven OC-Anteil von 10 % definiert. Bei gleich bleibenden N-Einträgen („Worst case“-Szenario), aber der Extensivierung von 55 ha brunnen-naher Ackerflächen wird eine Nitratkonzentration von 37,5 mg/l 22 Jahre später erreicht. Im Vergleich zum Grundwasserschutzszenario („Status quo“) steigen die Nitratkonzentrationen im Rohwasser aber deutlich an.

Die Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Rohwasser ist für insgesamt sechs Extensivierungsschritte in Abb. 9.6 dargestellt. Mit dem sechsten Extensivierungsschritt wird im Jahr 2170 erstmals die Nitratkonzentration im Rohwasser im Vergleich zum Referenzszenario unterschritten und verläuft bis zum Ende des Prognosezeitraums weitgehend parallel zum Referenzszenario.

Ein einfacher Vergleich der nach sechs Extensivierungsschritten aufgelaufenen Kosten (Extensivierungsphase in der im Extensivierungsansatz die Nitratkonzentrationen im Rohwasser erstmals niedriger als im Referenzszenario sind) zeigt, dass die Kosten für die Variante Kauf und Extensivierung in der gleichen Größenordnung liegen, wie die „Ewigkeitskosten“ für den konventionellen Grundwasserschutz:

Referenzszenario „Grundwasserschutz“:	180 Jahre x 184.000 €/a	= 33,1 Mio. €
Alternativszenario „Kauf und Extensivierung“:	6 x 30 x 178.891 €/a	= 32,2 Mio. €

Verglichen mit dem Grundwasserschutzszenario wird aber im Alternativszenario – bei gleichem Einsatz finanzieller Mittel – eine nachhaltigere Lösung umgesetzt. Die langfristige mittlere Nitrateintragskonzentration im WGG würde gegenüber dem Referenzszenario (105 mg/l) auf ca. 70 mg/l Nitrat gemindert. Darüber hinaus wäre das WVU Eigentümer der Flächen und kann die Nutzung wesentlich einfacher kontrollieren. In beiden Szenarien handelt es sich nur um eine dimensionsmäßige Abschätzung der langfristigen Kosten, bei denen stark idealisierte Annahmen getroffen wurden. Es wird aber deutlich, dass konventioneller Grundwasserschutz zu Ewigkeitskosten führt. Je länger der Vergleichszeitraum wird, desto ungünstiger ist der konventionelle Grundwasserschutz und desto kosteneffizienter wird das Modell „Kauf und Extensivierung“. So würden die summarischen Kosten für den konventionellen Grundwasserschutz zum Ende des Betrachtungszeitraumes rd. 55 Mio. € betragen, bei unveränderten Kosten für Kauf und Extensivierung.

Die wesentliche Schwierigkeit bei einer praktischen Umsetzung dürfte sicherlich in der Verfügbarkeit der Flächen liegen. Dies wäre eine kooperativ mit der Landwirtschaft zu lösende Aufgabe, so dass in der Praxis eine kombinierte Strategie aus konventionellem Grundwasserschutz und Flächenkauf mit Extensivierung am ehesten denkbar wäre. Um das natürliche Nitratabbauvermögen optimal ausnutzen zu können, sollte der Flächenkauf auf sensible, brunnennahe Gebiete konzentriert werden. Je weiter entfernt die Flächen sind, desto mehr Abbauvermögen steht zur Verfügung und desto geringer sind die Auswirkungen auf die Entwicklung der Nitratkonzentration im Rohwasser.

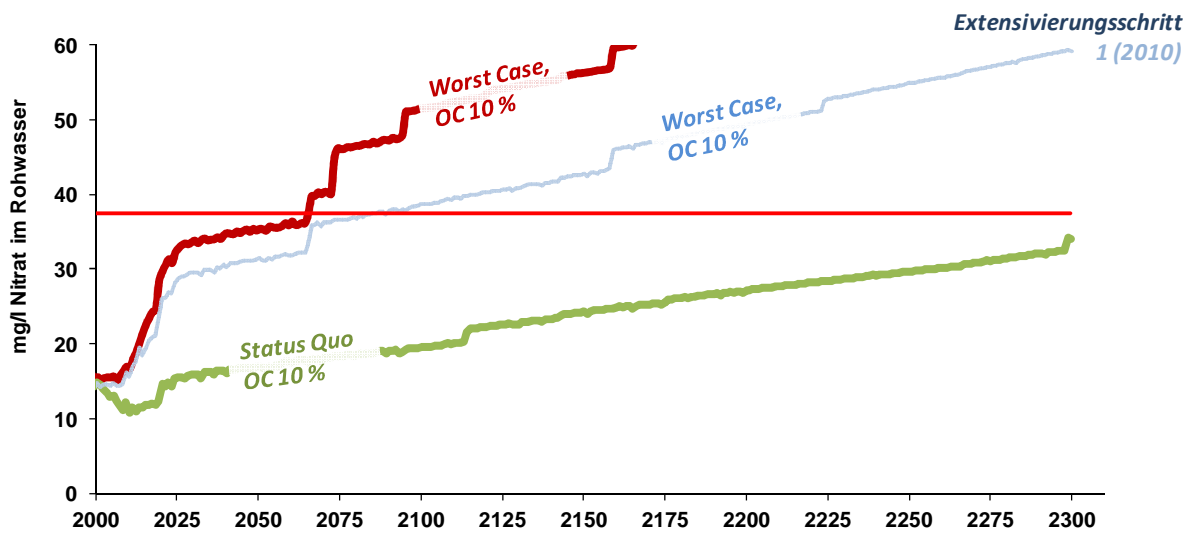


Abb. 9-5 WGG Forstwald - Ergebnis von Langzeitprognosen zur Entwicklung der Nitratkonzentration im Rohwasser. Den Worst case und den Status quo Eintragsszenarien wird das Extensivierungsszenario (einmaliger Kauf von 55 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche in der FZZ 1) gegenübergestellt.

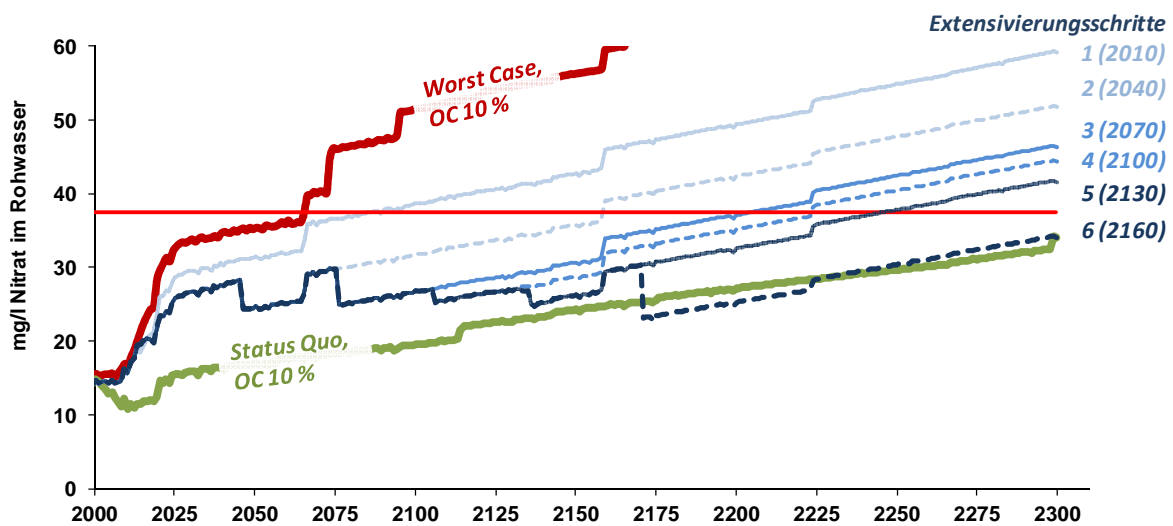


Abb. 9-6 WGG Forstwald - Ergebnis von Langzeitprognosen zur Entwicklung der Nitratkonzentration im Rohwasser für sechs aufeinander folgende Extensivierungsschritte. Am Anfang eines Extensivierungsschrittes werden jeweils 55 ha im WGG gekauft und extensiviert. Die Extensivierung erfolgt fortschreitend, zunächst in der FZZ 1 später in den FZZ 2 und FZZ 3.

10 Empfehlungen und Ausblick

10.1 Nutzen für die Wasserversorgung

Im Rahmen des Vorhabens wurde eine gestufte Vorgehensweise erarbeitet, mit der die Nachhaltigkeit der Wasserressourcenbewirtschaftung im Hinblick auf die zukünftige Nitratbelastung des Rohwassers bewertet werden kann. Mit den in den einzelnen Bearbeitungsstufen hinterlegten Modellansätzen können sowohl das Gefährdungspotenzial als auch die ablaufenden Denitrifikationsprozesse und etwaige Änderungen in der Art und Intensität dieser Prozesse retrospektiv erkannt werden. Damit kann aus der bisherigen Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit auch ein Nachlassen des Nitratabbauvermögens abgeleitet werden. Resultierende Auswirkungen auf die zukünftige Entwicklung der Nitratkonzentration im Rohwasser werden dann anhand modellbasierter Prognosen bewertet.

Um das Nitratabbauvermögen zu charakterisieren und ansatzweise auch zu quantifizieren, wurden Methoden erarbeitet, die auf der Auswertung vorhandener Grund- und Rohwasserdaten basieren. Diese Methoden erlauben für einzelne Wassergewinnungsgebiete auch eine Abschätzung zur Heterogenität der Nitratabbauprozesse, zu den Umsatzraten des organisch gebundenen Kohlenstoffs und ob Pyrit im Anstrombereich einer Messstelle vorhanden ist oder nicht.

In nahezu allen Wassergewinnungsgebieten sind die Stickstoffüberschüsse und damit auch die Nitrat einträge in das unter landwirtschaftlich genutzten Flächen neu gebildete Grundwasser deutlich zu hoch. Ohne eine Ausnutzung des Nitratabbauvermögens der wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleiter könnten hier derzeit keine nitratarmen und sogar nitratfreien Grundwässer mehr gefördert werden. Die resultierende Gefährdung des Rohwassers und das Risiko zukünftig ansteigender Nitratkonzentrationen kann mit dem erarbeiteten Verfahren abgebildet werden. Damit steht ein Kommunikations- und Planungsinstrumentarium zur Verfügung, das eine mittel- bis langfristig vorausschauende Planung und Gestaltung von Grundwasserschutzstrategien erlaubt. Die Wirkung von Handlungsoptionen, beispielsweise Kauf und Extensivierung von Flächen oder eine Verbesserung der Düngepraxis zugunsten einer stärker grundwasserschonenden Landwirtschaft, können im Hinblick auf ihre Auswirkungen auf die Nitratbelastung des Rohwassers evaluiert werden.

Durch die hohe Anzahl an Gewinnungsgebieten und deren Teileinzugsgebieten konnte eine Vielzahl unterschiedlicher Standortbedingungen bei der Bearbeitung des Themas berücksichtigt werden, so dass man von einer breiten Übertragbarkeit auf andere Wassergewinnungsgebiete ausgehen kann.

Damit steht ein leicht auf andere Wassergewinnungsgebiete übertragbares Instrumentarium zur Verfügung, mit dem eine Risikobetrachtung zur zukünftigen Nitratgefährdung des Rohwassers – auch unter Berücksichtigung eines nachlassenden Nitratabbauvermögens - durchgeführt werden kann. Je nach Risikoeinschätzung sind unterschiedliche wasserwirtschaftliche Maßnahmen und Konsequenzen hinsichtlich der Beobachtung der Prozesse (Monitoring) und hinsichtlich der Grundwasserschutzstrategie erforderlich. Damit sind die Grundlagen für eine vorausschauende - antizipierende - Ressourcenbewirtschaftung erarbeitet.

10.2 Wasserwirtschaftliche Konsequenzen und Maßnahmen

Vermeidung einer Intensivierung der landwirtschaftlichen Flächennutzung in Wassergewinnungsgebieten

Zumindest in den gefährdeten Wassergewinnungsgebieten, in denen sich retrospektiv bereits ein Nachlassen der Nitratabbauleistung und eine Änderung der Nitratabbauprozesse im wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasser gezeigt hat, ist eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Flächennutzung nach Möglichkeit zu vermeiden. Anhand von Fallbeispielen wurde gezeigt, dass erst das Zusammenwirken von ansteigenden Nitrateinträgen und einem nachlassenden Nitratabbau innerhalb der nächsten Jahrzehnte zu einem deutlichen Anstieg der Nitratkonzentrationen im Rohwasser führen. In diesem Sinne ist zunächst die Gefährdung und das Risiko durch ein nachlassendes Nitratabbauvermögen anhand der vorgestellten Vorgehensweise zu ermitteln und im Rahmen eines prozessorientierten Grundwassermonitoring zu beobachten.

Prozessorientierte Auswertung vorhandener Daten

Durch den Einsatz der erarbeiteten und angewendeten Modelle kann für beliebige Wassergewinnungsgebiete das Verständnis hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung der Nitratabbauprozesse vervollständigt werden. Kenntnisdefizite können erkannt und im Rahmen des Grund- und Rohwassermonitorings behoben werden. Dies gilt insbesondere für solche Parameter, die sich sensibel auf die langfristige Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Rohwasser auswirken. Gerade diese Parameter (neben Nitrat auch die Konzentrationen der durch die Denitrifikationsprozesse beeinflussten Wasserinhaltsstoffe wie Sulfat, Eisen, Hydrogencarbonat und Carbonat, aber auch hydrochemische Übersichtparameter wie das Redoxpotenzial) sind durch das Monitoring zu erfassen bzw. durch gesonderte Untersuchungen zu ermitteln. In diesem Sinne sollten modellbasierte Auswertungen und Grundwassermonitoring stets einen Regelkreis bilden. Der Nutzung bereits vorhandener Daten kommt eine besondere Rolle zu. Anhand der erarbeiteten und im Rahmen des Vorhabens erprobten Modelle und Auswerteverfahren kann mit meist vorhandenen Daten ein erstes Prozessverständnis erarbeitet werden, das eine Gefährdungs- und Risiko-bewertung hinsichtlich zukünftiger Nitratkonzentrationen im Rohwasser erlaubt. Damit erhalten diese Daten einen neuen Wert für das Ressourcenmanagement.

Anforderungen an das Grundwassermonitoring

Insbesondere die Wassergewinnungsgebiete, in denen retrospektiv ein Nachlassen eines Abbauprozesses erkannt wurde und in denen ggf. auch die Nitratabbauleistung rückläufig ist, sollte das Grundwassermonitoring prozessorientiert ausgerichtet sein. Dies umfasst Grundwassermessstellen, die in unterschiedlichen Tiefen verfiltert sind (Multilevel-Messstellen) sowie eine regelmäßige und langfristig beizubehaltende Beprobung der Messstellen. Der Analyseumfang sollte nicht nur den Parameter Nitrat, sondern zumindest alle Hauptinhaltsstoffe umfassen, um eine ausreichende Datengrundlage für eine modellbasierte Auswertung der Beschaffenheit sowie etwaiger Beschaffenheitsänderungen zu ermöglichen (s.o.). Als Modellansatz hat sich hier die Stoffflussmodellierung als zielführend erwiesen.

In wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleitern mit einer ausgeprägten Redoxzonierung können regelmäßige Redox-Tiefenprofilmessungen in vollverfilterten Grundwassermessstellen genutzt werden, um die Stabilität der Schichtung zu beobachten. Dies erlaubt ein einfaches, räumlich differenziertes und kostengünstiges Monitoring der Redoxzonierung des Grundwasserleiters. Ein Nachlassen des Nitratabbauvermögens würde zu einer vertikalen Ausdehnung der oxidierten Zone, d.h. einem Absinken des Redoxsprungs führen. Anhand der langfristigen Entwicklung der Redoxzonierung kann sowohl ein Nachlassen des Nitratabbauvermögens dokumentiert als auch eine überschlägige Bilanz der umgesetzten Stoffe (Pyrit; Nitrat) abgeleitet werden. Diese können dann als Grundlage für darauf aufbauende Prognosemodelle dienen.

Auswirkungen auf andere Beschaffenheitsparameter – Spurenelementmobilität

Für das Grund- und Rohwasser-Beschaffenheitsmanagement sollte im Zuge der Nitratproblematik nicht nur der Parameter Nitrat isoliert betrachtet werden, sondern die gesamte Wasserbeschaffenheit. Ein Nachlassen des an Pyrit gebundenen Nitratabbauvermögens würde prinzipiell zu niedrigeren Sulfatkonzentrationen und – sofern eine Kompensation durch organischen Kohlenstoff erfolgt – zu einem Anstieg der Hydrogencarbonatkonzentration führen. Entsprechende Trends wurden in mehreren Wassergewinnungsgebieten erkannt. Der in der Mehrzahl der untersuchten Wassergewinnungsgebiete beobachtete Anstieg der Hydrogencarbonatkonzentrationen (Kap. 2.4) kann zumindest anteilig auch auf ein Nachlassen der autolithotrophen Denitrifikation zurückgeführt werden.

Neben Änderungen in den Denitrifikationsprozessen können sich aber andere Prozesse, beispielsweise eintragsbedingte Änderungen durch eine intensive Düngung, eine geänderte Düngemittelzusammensetzung oder eine geänderte Bewirtschaftung auf die Konzentrationen des gelösten anorganischen Kohlenstoffs im Grundwasser und letztlich auch im Rohwasser auswirken. Ein einfaches „In-Beziehung-Setzen“ der ansteigenden Hydrogencarbonatkonzentrationen in den Rohwässern mit einem Nachlassen des Nitratabbauvermögens ist nicht zulässig.

Der irreversible Verlust des für einen schnellen und vollständigen Nitratabbau verantwortlichen pyritgebundenen Nitratabbauvermögens führt zu einer Änderung der Redoxverhältnisse in den Grundwasserleitern. Im Zuge dieser Redoxkonversion breitet sich – angetrieben durch die Nitrateinträge - von der Grundwasseroberfläche eine zunehmend weiter in die Tiefe reichende oxidierte Zone aus. In diesem Teil des Grundwasserraums hatten sich über Jahrtausende hinweg die natürlichen anaerob-reduzierenden Redoxverhältnisse etabliert.

Es ist anzunehmen, dass sich mit der Redoxkonversion auch das Mobilisations- und Transportverhalten der im Sediment des Grundwasserleiters gebundenen und/oder im Grundwasser gelösten redoxsensitiven Stoffe umstellt (z.B. Uran, Arsen, Selen, Kobalt, Nickel, Eisen, Mangan). Elemente und Verbindungen, die unter reduzierenden, d.h. unter sauerstoff- und nitratfreien, Bedingungen stabil im Feststoffgerüst eines Grundwasserleiters gebunden waren, werden durch die Nitrateinträge mobilisiert und im Bereich hinter der Nitratabbaufront wieder demobilisiert, so dass sich lokale Anreicherungen ergeben. Die ständig wiederholte Mobilisation und Demobilisation und die damit verbundene Anreicherung solcher Elemente an der Redoxgrenze führt mit dem Vorrücken der Nitratabbaufront dazu, dass lokal und zeitweise, an dieser Redoxgrenze und dann, wenn Nitrat „vorrückt“, Spitzen-Konzentrationen dieser Elemente im Grundwasser auftreten. Das weitere Vorrücken der Nitratabbaufront würde zu einer abermaligen Freisetzung in das Grundwasser führen. Durch solche „Roll front“ Phänomene können sich lokal und zeitweise hohe Konzentrationen im Grund- und damit auch im Rohwasser ergeben.

Die durch die Redoxkonversion ausgelöste Mobilisations- und Demobilisationsdynamik von Spurenelementen war nicht Aufgabe des Vorhabens. Auf diese möglichen Folgen eines nachlassenden Nitratabbauvermögens kann hier nur hingewiesen werden. Eine Bewertung wäre Aufgabe einer eigenen Gefährdungs- und Risikoabschätzung entsprechend der hier erarbeiteten prognosebasierten Risikobewertung für die Nitratproblematik.

Brunnenverockerung und Regenerierung

Im Zuge der in vielen Wassergewinnungsgebieten erfolgenden Intensivierung der Flächennutzung und einem damit verbundenen Ansteigen der N-Bilanzüberschüsse ist in den Gebieten, in denen der Nitratabbau überwiegend über Pyrit erfolgt, mit einem Anstieg der Eisenkonzentrationen im Grundwasser zu rechnen. Vor allem in Brunnen, in denen es schon anteilig zu einem Nitratdurchbruch gekommen ist, wäre mit einem deutlichen Anstieg der Verockerung und damit auch höheren Aufwendungen für die Regenerierung zu rechnen.

Für eines der hier untersuchten Wassergewinnungsgebiete wurde die Verockerungsneigung – die Übersättigung des Rohwassers an Eisenhydroxid ($\text{FeOH}_{3(a)}$) – prognostiziert. In diesem Gewinnungsgebiet lässt das an Pyrit gebundene Nitrat abbauvermögen schnell nach, dieser Verlust wird aber durch organisch gebundenen Kohlenstoff weitestgehend kompensiert, so dass die Abbauleistung des Grundwasserleiters langsam nachlässt. Die Prognose wurde für alle drei Eintragsszenarien („Best case“, „Status quo“, „Worst case“) berechnet (Abb. 10-1). Modellrechnungen zeigen, dass das Nachlassen des an Pyrit gebundenen Nitrat abbauvermögens zukünftig zu einer Abnahme der Verockerungsneigung der Brunnen führt. Dem entsprechend können auch abnehmende Aufwendungen für die Brunnenregenerierung erwartet werden.

In einem anderen Gewinnungsgebiet – in dem sich in einem Brunnen Nitrat aus der oxidierten Zone des Grundwasserleiters – bereits anteilig dem Rohwasser zumischt, das aber in der reduzierten Zone höhere Gehalte an Pyrit und ein entsprechend höheres Nitrat abbauvermögen aufweist, zeigt sich eine gegenteilige Entwicklung (Abb. 10-2). In diesem Fall wäre lediglich bei einer deutlichen Minderung der Nitrateinträge („Best case“) von einer rückläufigen Verockerungstendenz auszugehen. Ein Anstieg der Nitrat einträge würde dagegen zu höheren Eisenkonzentrationen in der reduzierten Zone des Grundwasserleiters und zu höheren Nitratkonzentrationen in der oxidierten Zone führen. Die Mischung dieser Wässer im Nahbereich des Förderbrunnens würde zu einer verstärkten Ausfällung von Eisenhydroxid führen.

In den Gewinnungsgebieten, in denen der Nitrat abbau im Wesentlichen über Pyrit erfolgt, ist bei einer Intensivierung der Flächennutzung mit einer Verschärfung der Verockerungsproblematik zu rechnen. Dies betrifft insbesondere Brunnen mit einer entsprechenden „Vorbelastung“. Anhand des hier aufgebauten quantitativen Prozessverständnisses zum Zusammenwirken von Strömungsprozessen und den chemischen Stoffumsetzungen könnte pro-aktiv ein diesbezüglich angepasstes Brunnenbetriebs- und Wasserressourcenmanagement erarbeitet werden.

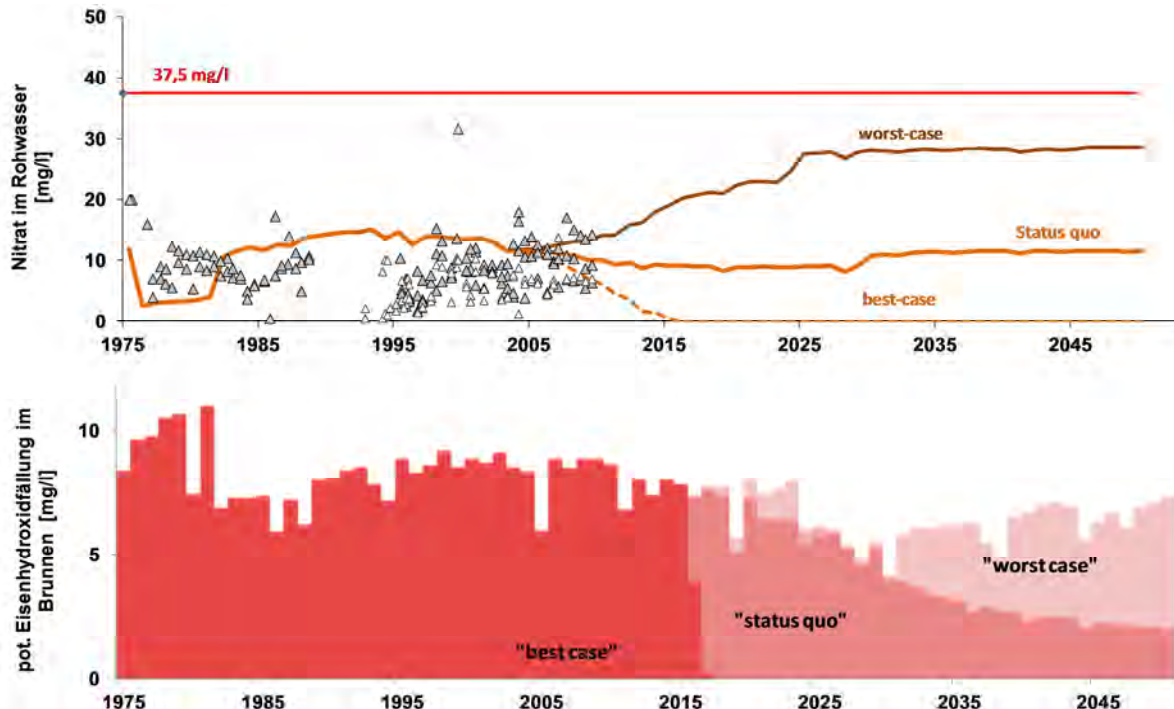


Abb. 10-1 Entwicklung der Nitratkonzentration und der potenziell ausfallenden Menge an Eisenhydroxid je Liter Rohwasser im Umfeld der Förderbrunnen in einem Wassergewinnungsgebiet, in dem der Nitrat abbau überwiegend über OC erfolgt und der Nitrat abbau durch Pyrit bereits deutlich nachgelassen hat.

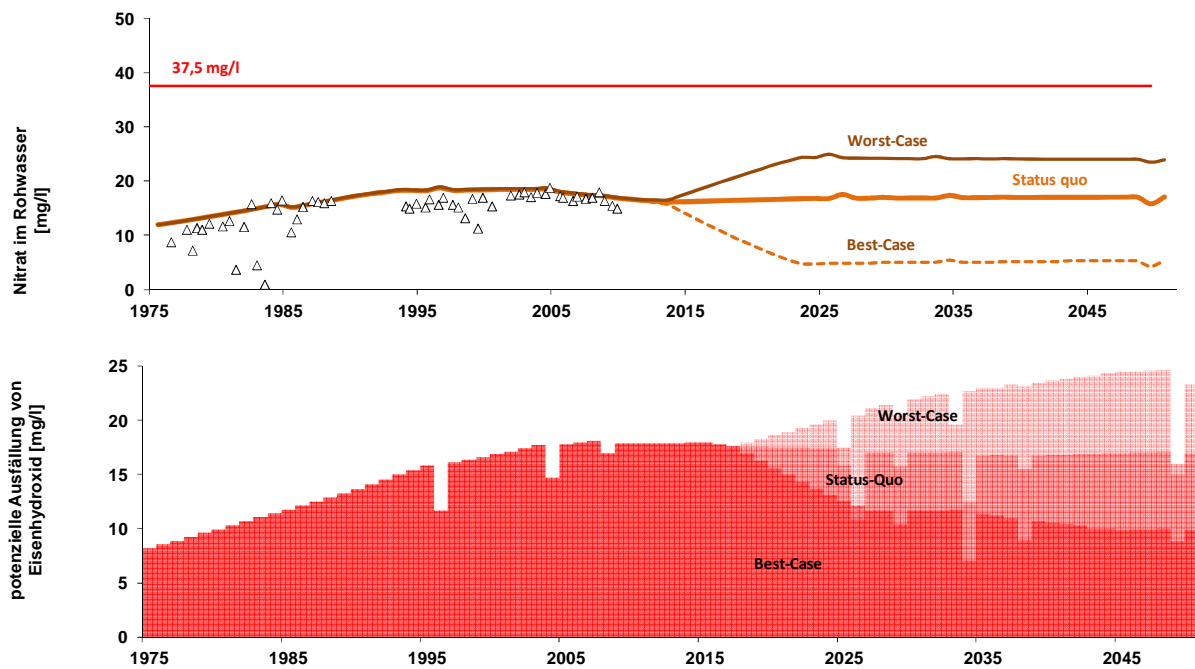


Abb. 10-2 Entwicklung der Nitratkonzentration und der potenziell ausfallenden Menge an Eisenhydroxid je Liter Rohwasser im Umfeld der Förderbrunnen in einem Wassergewinnungsgebiet in dem der Nitratabbau nahezu ausschließlich über Pyrit erfolgt.

Neubau von Brunnen / Lage von Ersatzstandorten

Je genauer die Prozesse im Untergrund bekannt sind und je besser die Heterogenität der Abbauprozesse abgebildet werden kann, desto besser können – auf Grundlage des erarbeiteten Prozessverständnisses – Vorgaben für die Standortsuche bei einem Neubau von Brunnen gemacht werden. Prinzipiell erscheint es möglich, mit den erarbeiteten Modellansätzen auch die Rohwasserentwicklung von noch nicht gebohrten Brunnen „voraus“ zu berechnen.

Alle eingesetzten Modelle zur Beurteilung einer Rohwassergefährdung durch Nitrat arbeiten im Maßstabsbereich Fließzeitzone – Teileinzugsgebiet. Daran gekoppelte kleinräumigere Prozesse – wie die Verockerung von Förderbrunnen, die auf der Mischung sauerstoff- und nitrathaltiger Grundwässer aus der oxidierten Zone und eisenführender Grundwässer aus der reduzierten Zone im Brunnennahfeld zurückzuführen sind, können mit den entwickelten Modellen nur hinsichtlich ihrer Tendenz untersucht werden. Um die langfristigen Auswirkungen der Prozesse abschätzen zu können, so wie sich beispielhaft in Abb. 10.2 andeutet, wären Modelle erforderlich, die auch das Nahfeld der Brunnen abdecken. Hier besteht aber noch Forschungsbedarf.

Maßnahmenplanung Grundwasserschutz

Eine räumlich differenzierte Darstellung der Denitrifikationsprozesse und/oder des Nitratabbauvermögens kann sowohl anhand einer modellbasierten Auswertung von Grundwasser-Beschaffenheitsdaten als auch anhand von Rohwasserbeschaffenheitsdaten erfolgen. Ziel dieser Untersuchungen sollte es sein, die Heterogenität der Prozesse im WGG zu erfassen. Anhand des erarbeiteten Prozessverständnisses kann eine regional differenzierte Abschätzung zu den Nitratabbaupotenzialen im Untergrund erarbeitet werden. Damit könnten besonders sensible Bereiche erkannt werden, in denen Grundwasserschutzmaßnahmen besonders effizient im Hinblick auf eine Gefährdung des Rohwassers durch Nitrat wären. Maßnah-

men können hier bevorzugt und ggf. auch mit höherem finanziellen Mitteleinsatz durchgeführt werden. Eine Option kann auch ein langfristig angelegter Erwerb von besonders sensiblen Flächen und deren anschließende Extensivierung sein. Der zeitliche Rahmen und die erzielbaren Auswirkungen auf die zukünftige Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit können mit den angewendeten Modellen berechnet werden.

Gezielte Ausnutzung des Nitratabbauvermögens

Je genauer die Prozesse im Untergrund bekannt sind und je besser die Heterogenität der Abbauprozesse abgebildet werden kann, desto gezielter kann auch dieser „Bodenschatz“ in Anspruch genommen werden. Dies wäre ein Standortvorteil für das betreffende Wasserversorgungsunternehmen, da es dadurch in die Lage versetzt wird, Trinkwasser mit einer niedrigen Nitratkonzentration abzugeben. Sofern das Nitrat-abbauvermögen mit ausreichender Sicherheit zu quantifizieren und räumlich zu verorten ist, kann außerdem die Planungssicherheit für das Unternehmen verbessert werden. Beides wäre im Sinne des Branchenbildes der deutschen Wasserwirtschaft nachhaltig. Es wäre aber nicht als nachhaltig anzusehen, wenn ein solcher Standortvorteil dazu verleiten würde, bei der Durchsetzung von Maßnahmen des Grundwasserschutzes nachzulassen und zu akzeptieren, dass die Resource „Nitratabbauvermögen“ aktiv ausgebeutet wird. Hier gilt es auch die langfristigen, d.h. über einen Horizont von 30 Jahren hinaus reichende Konsequenzen zu berücksichtigen. Die generationenübergreifende Perspektive auf den Grundwasserschutz muss gewahrt bleiben.

Optimierung der Erkundungs- und Untersuchungsstrategien

Es ist davon auszugehen, dass einzugsgebietsübergreifende, aber vor allem auch räumlich differenzierte Erkenntnisse hinsichtlich des Nitratabbauvermögens eines Grundwasserleiters, die aus vorhandenen Daten abgeleitet wurden, eine erhebliche Stützung durch einzelne Aufschlussbohrungen und Sedimentuntersuchungen erhalten. Damit kann eine gesamte Modellvorstellung zu den im Einzugsgebiet ablaufenden Prozessen, einschließlich der für die Prognose der zukünftigen Pyritgehalte relevanten Gehalte und Abbauraten widerlegt oder bestätigt werden. Durch diese „vorlaufenden Arbeiten“ erhalten Aufschlussbohrungen und Sedimentuntersuchungen eine neue Qualität hinsichtlich ihrer Aussagekraft.

10.3 Weiterer Forschungsbedarf

Im Rahmen des Vorhabens wurde gezeigt, dass es durch jahrzehntelange Nitrateinträge zu einer fortschreitenden Änderung der Redoxverhältnisse in wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleitern kommt. Im Zuge dieser Redoxkonversion breitet sich – angetrieben durch die Nitrateinträge - von der Grundwasseroberfläche eine zunehmend weiter in die Tiefe reichende oxidierte Zone aus. In diesem Kontext sind unterschiedliche Themenaspekte neu zu bewerten und vertiefter zu untersuchen. Hierzu gehören beispielsweise:

- Umsatz und Reaktivität des organisch gebundenen Kohlenstoffs (OC):
Kommt es zu einer Reaktivitätsminderung des OCs im Zuge anhaltender Nitrateinträge?
- Ursachen für den in vielen Gebieten erkannten Anstieg der Hydrogencarbonatkonzentrationen im Rohwasser: Art und Intensität der neben der heterotrophen Denitrifikation für diesen Anstieg ursächlichen Prozesse
- Gefährdungs- und Risikoabschätzung einer durch die Redoxkonversion der Grundwasserleiter ausgelösten Mobilisations- und Demobilisationsdynamik von redoxsensitiven Spurenelementen.

11 Literatur

- Allison J.D., Brown D.S. & Nova-Gradac K.J. (1990): MINTEQ2A/ PRODEFA2 – A geochemical assessment model for environmental systems: Version 3.0 user's manual. – Envir. Res. Lab., Off. Res. Dev., U.S. Envir. Prot. Agency.
- Appelo C.A.J. & Postma D. (1996): Geochemistry, groundwater and pollution. – 536 S., Balkema, Rotterdam.
- Appelo C.A.J. & Postma D. (2005): Geochemistry, groundwater and pollution. - 2. Aufl., 668 S., Balkema, Leiden.
- ATT & al. (2011): ATT Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V.; BDEW Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V.; DBVW Deutscher Bund der verbandlichen Wasserwirtschaft e. V.; DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.; DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.; VKU Verband kommunaler Unternehmen e.V. (Hrsg.) (2011): Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft
- Ball J.W. & Nordstrom D.K. (1991): WATEQ4F Users's manual with revised thermodynamic data base and test cases for calculating speciation of major, trace and redox elements in natural waters. – U.S. Geological Survey open file report 90-129, 185 S.
- Beilke S. & Uhse K. (1999): Jahresbericht 1998 aus dem Messnetz des Umweltbundesamtes, UBA Texte 66/99, 168 S.
- Bethke C.M. (2004a): The Geochemist workbench Release 5.0 – GWB Essential Guide – A users's guide to RXN, Act2, Tact, SecE8, and AQPLOT. – 84 pp., Hydrogeology program University of Illinois.
- Bethke C.M. (2004b): The Geochemist workbench Release 5.0 – Reference Manual. – 241 pp., Hydrogeology program University of Illinois.
- Bergmann A., Hansen C., Seebode T., van Berk W. & Podewils W. (2010): Entwicklung der Nitratkonzentration im Grund- und Rohwasser – Hydrogeochemische Stoffflussmodellierung als Planungs- und Prognosewerkzeug. - IWW Berichte, 51, Mülheim/Ruhr.
- BMU & BMELV (2008): Nitratbericht 2008. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. - Bonn
- Böhlke J.K., Wanty R., Tuttle M., Delin G., Landon M. (2002): Denitrification in the recharge area of a transient agricultural nitrate plume in a glacial outwash sand aquifer, Minnesota. - Water Resources Res., 38 (7), 10/1-23.
- Böttcher J., Strebel O. & Duynisveld W.H.M. (1989): Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzungen im Grundwasser eines Lockergesteins-Aquifers. - Geol. Jahrbuch, C 51, 40.
- Böttcher J., Strebel O., Voerkelius S. & Schmidt H.L. (1990): Using isotope fractionation of nitrate nitrogen and nitrate oxygen for evaluation of microbial denitrification in a sandy aquifer. – J. Hydrology, 114 (3-4), 413-424.
- Böttcher J., Strebel O., Duynisveld W.H.M. & Frind E.O. (1991): Reply on comment of S.F. Korom on „Modeling of multicomponent transport with microbial transformation in groundwater: the Fuhrberg case“. - Water Res. Res., 27, 3275-3278.
- Buss S.R., Rivett O., Morgan P. & Bemment C.D. (2005): Attenuation of Nitrate in the sub-surface environment – Science Report SC030155/SR2, 108 S., Environmental Agency 2005, Bristol.
- Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland – Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung.
- Chapelle F. H. (2001): Groundwater microbiology and geochemistry. - Wiley, New York, NY.
- Chapelle F.H., Bradley P.M., McMahon P.B., Kaiser K., Benner R. (2012): Dissolved oxygen as an indicator of bioavailable dissolved organic carbon in groundwater. - Ground Water 50, 2, 230-241.
- Clement T.P. (1997): RT3D – A modular computer code for simulating reactive multispecies transport in 3-dimensional groundwater aquifers. – Batelle Pacific Northwest Nat. Lab. Res. Report, PNNL-SA-28967, Richland, Wash.
- Cremer N. (2002): Schwermetalle im Grundwasser Nordrhein-Westfalens unter besonderer Berücksichtigung des Nickels in tieferen Grundwasserleitern der Niederrheinischen Bucht. – Bes. Mitt. dt. Gewässerkd. Jb. 60, 178 S., Diss. Univ. Bochum.
- Davidson E.A., Chorover J. & Dail D.B. (2003): A mechanism of abiotic immobilization of nitrate in forest ecosystems: the ferrous wheel hypothesis. - Glob. Change Biol., 9, 2, 228–236.
- DBV Deutscher Bauernverband (2013): Stellungnahme zum Thema „Nachhaltige Lebensmittelproduktion“ im Rahmen der öffentlichen Anhörung des Parlamentarischen Beirates für nachhaltige Entwicklung am 20.02.2013.
- Deutscher Bundestag (1998): Konzept Nachhaltigkeit - Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlussbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“. - Bundestags-Drucksache 13/11200.
- DIN 51724-2 (1999): Prüfung fester Brennstoffe. Bestimmung des Schwefelgehaltes. Teil 2: Spezies. - DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.
- DIN ISO 10694 (1996): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse). - DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.

- Diersch H.-J.G. (2002): FEFLOW- Finite Element Subsurface Flow and Transport Simulation System – Reference Manual. – WASY SOFTWARE, WASY Institute for water resources planning and systems research, 278 S., Berlin.
- DLG Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (2013): Nachhaltiger Ackerbau. - DLG Merkblatt 369.
- DVGW Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V. - Technisch-wissenschaftlicher Verein (2004): Grundsätze und Maßnahmen einer gewässerschützenden Landwirtschaft. - Arbeitsblatt W 104.
- Eschenbach W., Well R., Flessa H., Walther W. & Duijnsveld W.-H.M., (2009): Development of a method for in situ measurement of denitrification in aquifers using ^{15}N tracer tests and membrane inlet mass spectrometry. - DBG Jahrestagung 2009, Kommission IV, Böden eine endliche Ressource, 5 – 13.09.2009.
- Eschenbach W. & Well R. (2013): Predicting the denitrification capacity of sandy aquifers from shorter-term incubation experiments and sediment properties. - Biogeosciences, 10, 1013-1035.
- Felmy A.R., Girvin D.C. & Jenne E.A. (1983): MINTEQ: A computer program for calculating aqueous geochemical equilibria. – Report, U.S. Environ. Prot. Agency, 62 S.
- Flaig H., Lehn H., Pfenning U., Akkan Z., Elsner D. & Waclawski N. (2002): Umsetzungsdefizite bei der Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers.- Materialienband, Akad. Technikfolgenabschätzung Baden-Württemberg.
- Franko U. (1997): Aufbau und Einsatzmöglichkeiten des Simulationssystems CANDYGIL. - Berichte Gesellschaft für Informatik in der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft, Stuttgart, S. 110-112.
- Franko U., Kuka K., Romanenko I.A. & Romanenkov V.A. (2007): Validation of the CANDY model with Russian long-term experiments. - Reg. Environ. Change 7 (2), 79-91.
- Franko U. & Schenk S. (2001): Modellierung von Stoffflüssen - Wasser- und Stoffhaushalt in einem Ackerbaugebiet auf der Querfurter Platte. - In: Mühle H. (Hrsg.): Einfluss der Landnutzung auf Landschaftshaushalt und Biodiversität in agrarisch dominierten Räumen. - UFZ-Bericht 16/2001, Leipzig, S. 154-166.
- Franko U., Schenk S., Debevc D., Petersohn P. & Schramm G. (1997): Einfluß von Standort und Bewirtschaftung auf den N-Austrag aus Agrarökosystemen. Abschlußbericht zum Projekt "Grundlagen für ein Computersimulationsmodell zur Ermittlung der maximal umweltverträglichen Stickstoffzufuhr und zur Analyse von Bewirtschaftungssystemen". - UFZ-Bericht 10/1997, Leipzig, 63 S.
- Franko, U., Schmidt T. & Volk M. (2001): Modellierung des Einflusses von Landnutzungsänderungen auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser. - In: Horsch H., Ring I., Herzog F. (Hrsg.): Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung. Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und –umsetzung. - Metropolis, Marburg.
- Gäth S., Antony F., Becker K.W., Gerics H. Höper C., Kersebaum C. & Nieder R. (1997): Bewertung des standörtlichen Denitrifikations- und Mineralisations/ Immobilisations-Potentials von Böden. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 85 III, S. 1373-1376.
- Green S.M., Machin R., Cresser M. (2008): Effect of long-term changes in soil chemistry induced by road salt applications on N-transformations in roadside soils. - Environ. Pollution, 152: 20-31.
- Grenthe I., Stumm W., Laaksuharju M., Nilson A.-C., Wikberg P. (1992): Redox potentials and redox reactions in deep groundwater systems. - Chemical Geology, 98, 131–150.
- Griebler C. & Lueders T. (2009): Microbial biodiversity in groundwater ecosystems. - Freshwater Biol. 54, 649–677.
- Groffman P.M., Altabet M.A., Böhlke J.K., Butterbach-Bahl K., David M.B., Firestone M.K., Giblin A.E., Kana T.M., Nielsen L.P., Voytek M.A. (2006): Methods for Measuring Denitrification: Diverse Approaches to a Difficult Problem. - Ecological Applications, 16(6), 2091-2122.
- GWRL Grundwasser-Richtlinie (2006): Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung.
- Haakh F. (2006): Anforderungen an den Gewässerschutz aus Sicht der Wasserversorgung. - gwf Wasser-Abwasser, 147, Heft 13, S. 2 ff.
- Hansen C. & van Berk W. (2004): Retracing the development of raw water quality in water works applying reactive controlled material flux analyses. - Aquatic Sciences, 66(1), 60-77.
- Hansen C. (2005): Entwicklung und Anwendung hydrogeochemischer Stoffflussmodelle zur Modellierung der Grund- und Rohwasserqualität in Gewinnungsanlagen, Fallbeispiel Fuhrberger Feld.– Clausthaler Geowiss., Bd. 4, 246 S.
- Hansen C., Seebode T., Bergmann A., Schindler R., van Berk W., Podewils W. (2009): Raw water quality prognosis. - gwf-Wasser Abwasser, International Issue, 46-50.
- Hansen C., Bergmann A., van Berk W., Kübeck C. & König C. (2010): Ein Prognosewerkzeug zur Berechnung der Nitratausbreitung in wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleitern. - IWW Berichte, 53, 140 S, Mülheim/R.
- Harbaugh A.W., Banta E.R., Hill M.C. & McDonald M.G. (2000): MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey modular ground-water model. - User guide to modularization concepts and the Ground-Water Flow Process. – U.S. Geol. Survey Open-File Report 00-92, 121 S.

- Hülsbergen K.-J. (2011): Stickstoffbilanzierung im Modell REPRO zur Nachhaltigkeitsbewertung der Landwirtschaft. - Tagung Stickstoffbilanzierung, OOWV-Biohof Bakenhus 29.09.2011.
- Jørgensen C.J., Jacobsen O.S., Elberling B. & Aamand J. (2009): Microbial Oxidation of Pyrite Coupled to Nitrate Reduction in Anoxic Groundwater Sediment. - *Environmental Science & Technology*, 43(13), 4851-4857.
- Kindler R. & al. (2011): Dissolved carbon leaching from soil is a crucial component of the net ecosystem carbon balance. - *Global Change Biology*, 17, 2, 1167-1185.
- Kipp K.L. (1987): HST3D – A computer code for simulation of heat and solute transport in three-dimensional groundwater flow systems. – U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigation Report 86-4095, 149 S.
- Kipp K.L. (1997): Guide to the Revides Heat and Solute Transport Simulator: HST3D Version 2. – U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigation Report, 97-4157, 160 S.
- Kludt C., Weber F.-A., Bergmann A. Knipp E., Preiß I. & Schüth C. (2013): Process-oriented investigation of the nitrate-removal-capacity of the aquifers in the Hessian Ried. – *Geoph. Research Abstr.* 15, EGU General Assembly.
- Knipp E. (2012): Charakterisierung des Nitratabbaupotenzials an Bohrkernproben aus dem Hessischen Ried – Methodenvalidierung zur Lokalisierung regionaler Abbauhорizonte. – Masterarbeit, TU Darmstadt.
- Knöller K., Trettin R. & Strauch G. (2005): Sulphur cycling in the drinking water catchment area of Torgau-Mockritz: insights from hydrochemical and stable isotope investigations. - *Hydrological Processes*, 19(17), 3445-3465.
- Kölle W., Werner P., Strebel O. & Böttcher J. (1982): Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter. - *Vom Wasser*, 125–147.
- König, C.M. (2009): SPRING Version 3.4 Benutzerhandbuch; Dortmund.
- Köster W., Severin K., Möhring D. & Zwiebel H.D. (1988): Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen landwirtschaftlich genutzter Böden der Bundesrepublik Deutschland von 1950-1986. – LUFA (Landwirtschaftliche Forschungs- und Untersuchungsanstalt) Hameln, 1-162.
- Kolditz O. & Zielke W. (1996): ROCKFLOW – Benchmarks and examples in subsurface hydrology. – Technischer Bericht Institut für Strömungsdynamik und Elektronisches Rechnen, Univ. Hannover, 386 S.
- Konrad C. (2006): Methoden zur Bestimmung des Umsatzes von Stickstoff, dargestellt für drei pleistozäne Grundwasserleiter Norddeutschlands. – Dissertation, TU Dresden, Fak. Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften.
- Korom S.F. (1992): Natural denitrification in the saturated zone: A review. - *Water Resour. Res.* 28, 1657–1668.
- Korom S.F., Schuh W.M., Tesfay T. & Spencer E.J. (2012): Aquifer denitrification and in situ mesocosms: Modeling electron donor contributions and measuring rates. – *J. Hydrology* 432-433, 112-126.
- Kübeck C., Hansen C., Bergmann A., Kamphausen S., König C. & van Berk, W. (2009): Model Based Raw Water Quality Management - Manganese Mobilization Induced by Bank Filtration. - *Clean* 37 (12), 945–954.
- Kübeck C., Hansen C., König C., van Berk W., Zervas A., Bergmann A. (2010): Ableitung der Reaktivität von organisch gebundenem Kohlenstoff in redoxzonierten Grundwasserleitern - Hydrogeochemische Modellierung kinetisch angetriebener Reaktionssysteme. *Grundwasser*.
- Kuhr P., Kunkel R., Wendland F., Baron U. & Voigt H.-J. (2011): Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutz-Maßnahmenprogrammen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - UBA-Texte 14/2011.
- Kunkel R., Hannappel S., Voigt H.-J. & Wendland F. (2001): Die natürliche Grundwasserbeschaffenheit ausgewählter hydrostratigrafischer Einheiten in Deutschland. – Bericht 97 S.
- Kunkel R. & al. (2005): Quantifizierung der diffusen Nährstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer in den Pilotgebieten Lager Hase, Ilmenau/Jeetzel und Große Aue. – Bericht, Forschungszentrum Jülich.
- LANUV - Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (2009): Umweltindikatoren NRW. - Online im Internet: www.lanuv.nrw.de/umweltindikatoren-nrw/index.php?indikator=18&mode=indi [Stand: März 2009].
- Leson M. & Wisotzky F. (2012): Hydrogeochemische Untersuchungen von Nitratreinträgen in das Grundwasser und möglichen Denitrifikationsprozessen. - *Grundwasser*, 17(3), 137-145.
- Mäurer D. & Wisotzky F. (2008): Prognose zur Entwicklung der Nitrat- und Sulfat-Konzentration in einem tiefen Grundwasserleiter durch hydrogeochemische Untersuchungen. - *Grundwasser*, 13(4), 208-219.
- Magoulas A., Tsimenides N. & Zouros E. (1996): Mitochondrial DNA phylogeny and the reconstruction of the population history of a species: the case of the European anchovy (*Engraulis encrasicolus*). - *Molecular Biology & Evolution* 13, 178–190.
- Matthess G., Frimmel F.H., Hirsch F., Schulz H.D. & Usdowski E. (1992): Progress in hydrogeochemistry. - Springer-Verlag, 54 S.
- Mayer K.U. (1999): A numerical model for multicomponent reactive transport in variably saturated porous media. - Ph.D. thesis, Dep. Earth Sciences, Univ. Waterloo.
- McDonald M.G. & Harbaugh A.W. (1988): MODFLOW, a modular three-dimensional finite difference ground-water flow model. – U.S. Geological Survey, Open-file report 83-875.

- Mehranfar O. (2003): Laboruntersuchungen zum langfristigen Denitrifikationspotential im flachen Grundwasser hydromorpher Mineralböden Nordwestdeutschlands. - Diss., Univ. Göttingen.
- Meyer J.L., Edwards E.T. & Risley R. (1987): Bacterial growth on dissolved organic carbon from a blackwater river. - *Microbiol. Ecol.*, 13, 13–29.
- NLWKN, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2011): Trinkwasserschutzkooperationen in Niedersachsen - Grundlagen des Kooperationsmodells und Darstellung der Ergebnisse – Grundwasser, Band 13, 53 S.
- NLWKN, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2012): Messung des Exzess-N₂ im Grundwasser mit der N₂/Argon-Methode als neue Möglichkeit zur Prioritätensetzung und Erfolgskontrolle im Grundwasserschutz. – Grundwasser, Bd. 15.
- Obermann P. (1981): Hydrochemische / hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung.– Bes. Mitt. Dt. Gewäss. Jahrb., 42, 217 S., Bonn.
- Obermann P. (1985): Die Belastung des Grundwassers aus landwirtschaftlicher Nutzung nach heutigem Kenntnisstand.– In: Nieder, H. (Hrsg.): Nitrat im Grundwasser: Herkunft, Wirkung und Vermeidung. – VCH, Weinheim.
- Obermann P. (1988): Der NO₃-Eintrag in das Grundwasser und der NO₃-Abbau im Grundwasserleiter. - UBA Texte 6/88, Grundwasserschutz und N-Düngung, Berlin, S. 35-63.
- Osterburg B., Rühling I., Runge T., Schmidt T., Seidel K., Antony F., Gödecke B., Witt-Altfelder P. (2007): Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen nach Wasserrahmenrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft. - Bericht im Auftrag der Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2006, Braunschweig.
- Pätsch M. (2006): Analyse des Depots des Nitratsatzes und dessen Heterogenität im quartären Grundwasserleiter des Wasserwerks Thülsfelde/ Emsland. – Diss. TU Dresden.
- Pätsch M., Walther W., Reimann T., Penning M. (2007): Umsatz von Stickstoff im Grundwasserleiter eines Wasserwerks - Berücksichtigung bei der Modellierung des Transportes. *Wasserwirtschaft*, 5/2007, 33-38.
- Parkhurst D.L. & Appelo C.A.J. (1999): Users Guide to PhreeqC.
- Parkhurst D.L., Kipp K.L., Engesgaard P. & Charlton S.R. (2004): PHAST, a program for simulating ground-water flow, solute transport, and multicomponent geochemical reactions. – U.S. Geol. Survey Techniques & Methods 6-A8, 154 S.
- Postma D. (1990): Kinetics of nitrate reduction by detrital Fe(II)-silicates. – *Geochim. Cosmochim. Acta*, 54, 903-908.
- Postma D., Boesen C., Kristiansen H. & Larsen F. (1991): Nitrate Reduction in an Unconfined Sandy Aquifer: Water Chemistry, Reduction Processes, and Geochemical Modeling. - *Water Resources Res.* 27, 2027–2045.
- Postma D. & Brockenhuus-Schack B.S. (1987): Diagenesis of iron in proglacial sand deposits of late- and post-Weichselian age. – *J. Sed. Petrol.*, 57, 1040-1053.
- Prommer H., Barry D.A. & Davis G.B. (1999): A one-dimensional reactive multi-component transport model for biodegradation of petroleum hydrocarbons in groundwater. - *Environmental Modelling & Software* 14, 213-223.
- Prommer H., Barry D.A. & Zheng C. (2003): MODFLOW/MT3DMS-Based Reactive Multicomponent Transport Modeling. - *Groundwater* 41, Nr. 2, 247-257.
- Prommer H., Barry D.A., Chiang W.H. & Zheng C. (2001): PHT3D – A MODFLOW/MT3DMS-based reactive multi-component transport model. – In: Seo S., Poeter E.P., Zheng C., Poeter, O.: Proceedings: MODFLOW 2001 and Other Modelling Odysseys.– Intern. Groundwater Modeling Center, Colorado School of Mines, 477-483..
- Rausch R., Schäfer W. & Wagner Ch. (2002): Einführung in die Transportmodellierung im Grundwasser. - 193 S., Berlin (Borntträger).
- Reinstorf F. (2007): Modelle und Methoden zur Entscheidungsfindung in der Grundwasserbewirtschaftung. - Habilitationsschrift, Univ. Halle-Wittenberg, 171 S.
- Rivett M.O., Buss S.R., Morgan P., Smith J.W.N., Bemment C. D. (2008): Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes. - *Water Research* 42, 4215–4232.
- Rödelsperger M., Rohmann U. & Wertz A. (1984): Stickstoffgehalt und Umsetzungen unterhalb des Wurzelraums und in der gesättigten Zone (Grundwasser). - Literaturstudie im Rahmen des Forschungsprojekts Nr. 24-83.2 „Nitrat im Grundwasser“ (Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg).
- Rohmann U. & Sontheimer H. (1985): Nitrat im Grundwasser. - DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH).
- Saaltink M.W., Carrera J. & Ayora C. (2001): On the behavior of approaches to simulate reactive transport. – *J. Contaminant Hydrology* 48, 213–235.

- Schäfer D., Schäfer W. & Kinzelbach W. (1998): Simulation of reactive processes related to biodegradation in aquifers: 1. Structure of the three-dimensional reactive transport model. - 2. Model application to a column study on organic carbon degradation – J. Contaminant Hydrology 31, 167–209.
- Scheffer F., Schachtschabel P. & Blume H.-P. (2008): Lehrbuch der Bodenkunde. - Spektrum Akad. Verl., Heidelberg.
- Seitzinger S., Harrison J.A., Bohlke J.K., Bouwman A.F., Lowrance R., Peterson B., Tobias C., Van Drecht G.. (2006): Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis.- Ecological Applications 16:2064–2090.
- SRU - Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. - Sondergutachten, Bundestags-Drucksache 10/3613.
- Sigg L. & Stumm W. (1996): Aquatische Chemie - Eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und natürlicher Gewässer. - vdf, Hochschulverl.-AG an d. ETH Zürich, Zürich.
- Smith R.L., Howes B.L., Howes J.H. (1991): Denitrification in nitrate-contaminated groundwater: Occurrence in steep vertical geochemical gradients. - Geochimica Cosmochimica Acta, 55, 1815-1825.
- Smith R.L., Duff J.H. (1988): Denitrification in a sand and gravel aquifer.– Appl. Environ. Microbiol. 54, 1071-1078.
- Starr R.C., Gilham R.W. (1989): Controls on denitrification in shallow unconfined aquifers. – Kobus, H. Kinzelbach, W. [Eds.]: Contaminant Transport in Groundwater. – 51-56, Rotterdam (Balkema)
- Statistisches Bundesamt (2012): Umweltökonomische Gesamtrechnungen. - Nachhaltige Entwicklung in Deutschland - Indikatoren zu Umwelt und Ökonomie.
- Strebel O., Böttcher J., Kölle W. (1985): Stoffbilanzen im Grundwasser eines Einzugsgebietes als Hilfsmittel bei Klärung und Prognose von Grundwasserqualitätsproblemen (Fuhrberger Feld). - Z. dt. geol. Ges., 136, 357-364.
- Strebel O., Böttcher J., Duynisveld W.H.M. (1992): Identifizierung und Quantifizierung von Stoffumsetzungen in einem Sand-Aquifer (Beispiel Fuhrberger Feld). - DVGW Schriftenreihe Wasser, 73, 55–72.
- Tesoriero A.J., Liebscher H. & Cox S. E. (2000): Mechanism and rate of denitrification in an agricultural watershed: Electron and mass balance along groundwater flow paths. - Water Resour. Res., 36, 1545–1559.
- Tesoriero A.J. & Puckett L.J. (2011): O₂ reduction and denitrification rates in shallow aquifers. - Water Resources Res., 47.
- Trudell M.R., Gillham R.W. & Cherry J.A. (1986): An In-Situ Study of the Occurrence and Rate of Denitrification in a Shallow Unconfined Sand Aquifer. – J. Hydrology, 83 (3/4): 251–268.
- UBA (2007): Umweltdaten Deutschland – Auswahl aus dem Umwelt-Kernindikatoren System des Umweltbundesamtes - Ausgabe 2007. – 84 S., Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- UBA (2010): Wasserwirtschaft in Deutschland – Teil 2 – Gewässergüte. – 116 S., Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- van Beek C.G.E.M. (2000): Redox Processes Active in Denitrification. In: Schüring S., Schulz H.D., Fischer W.D., Böttcher J., Duynisveld W.H.D. [Eds.]: Redox: Fundamentals, Processes and Application. – 152-160, Springer, Berlin.
- van Beek C.G.E.M., Hettinga F.A.M., Straatmann R. (1989): The effects of manure spreading and acid deposition upon groundwater quality in Vierlingsbeek, the Netherlands. – IAHS Publ. 185, 155-162.
- van Berk W. & Hansen C. (2006): Hydrogeochemische Stoffflussmodelle – Leitfaden zur Modellierung der Beschaffenheitsentwicklung von Grund- und Rohwässern. - 226 S., Springer (Berlin, Heidelberg).
- van Straaten L. (2006): Management der Rohwasserqualität. Anwendung eines pragmatischen interaktiven Verfahrens. - GWF Wasser Abwasser 147 (2006) Nr. 13, 45-59.
- van Straaten L. & Wilde, S. (2005): Flächenmanagement, Grundwasserschutz und Rohwasserqualität - Weiterentwicklung und Erprobung eines praxisnahen, interaktiven und anwenderfreundlichen Verfahrens zur Planung und Beurteilung von Maßnahmen des Flächenmanagements und der Grundwasserschutzberatung im Hinblick auf die gezielte Verbesserung der Rohwasserqualität in Förderbrunnen für die Trinkwassergewinnung.- Energie Wasser Praxis 10/2005, 50-54.
- Visser A., Broers H.P., Heerink R. & Bierkens M.F.P. (2009): Trends in pollutant concentrations in relation to time of recharge and reactive transport at the groundwater body scale. - J. Hydrology, 369: 427-439.
- Volk M., Franko U., Herzog F., Schmidt T., Neubert M. (2000): Modellierung des Einflusses von Landnutzungsänderungen auf die Grundwasserquantität und -qualität am Beispiel des Torgauer Raumes. - Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung: Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und -umsetzung - Interdisziplinäre Tagung, UFZ-Bericht 24/2000.
- Wallenstein M.D., Myrold D.D., Firestone M., Voytek M. (2006): Environmental controls on denitrifying communities and denitrification rates: Insights from molecular methods. - Ecological Applications 16, 2143–2152.
- Walter A.L., Frind E.O., Blowes D.W., Ptacek C.J., Molson J.W. (1994): Modeling of multicomponent reactive transport in groundwater. 1. Model development and evolution. – Water Resources Research, 30, 11, 3137-3148.
- WCED World Commission on Environment and Development (1987): Our Common Future. - Abschlussbericht der Brundtland-Kommission.

- Wendland F., Albert H., Bach M., Schmidt R. (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. - Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Westrich J.T., Berner R.A. (1984): The role of sedimentary organic matter in bacterial sulphate reduction: The G model tested. - *Limnol. Oceanogr.* 29(2), 236–249.
- Wilde S. (2013, in Vorbereitung): Nicomat Version 4.0, User Manual. – Consulaqua - Geo-Infometric, Hildesheim.
- Wilde S., van Straaten L., Thiem H., Fürstenberg K. & Andresen J. (2003): Das Nicomat-Verfahren, ein interaktives Entscheidungshilfesystem ‚Flächenmanagement und Rohwasserqualität‘. – *KA-Abwasser Abfall* 2003 (50), 2: 195–201.
- Wisotzky F., Leson M., Bötdeker M., Peterwitz U., Boes U., Bretthauer M., Kluge R., Herzberg A., Schöpel M., Meinker H. & Wessels P. (2011): Nitratabbaukapazität im Grundwasserleiter der Halterner Sande. - *bbr* 06/2011, 46–52.
- Wolery T.J. (1992): EQ3/6 – A software package for geochemical modeling of aqueous systems: Package overview and installation guide (Version 7.0). – UCRL – MA – 110662 Pt I, Lawrence Livermore Natl. Lab.
- WRRL Wasserrahmenrichtlinie (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.
- Yeh G.-T., Tripathi V.S. (1989): A Critical Evaluation of Recent Developments in Hydrogeochemical Transport Models of Reactive Multichemical Components. – *Water Resources Research*, 25 (1): 93–108; Washington, DC.
- Zhang Y.-C., Slomp C.P., Broers H.P., Passier H.F. & van Cappellen P. (2009): Denitrification coupled to pyrite oxidation and changes in groundwater quality in a shallow sandy aquifer. - *Geochimica Cosmochimica Acta*, 73, 6716–6726.
- Zhang Y.-C., Slomp C.P., Broers H.P., Bostick B., Passier H.F., Böttcher M.E., Omeregie E.O., Lloyd J.R., Polya D.A. & van Cappellen P. (2012): Isotopic and microbiological signatures of pyrite-driven denitrification in a sandy aquifer. - *Chemical Geology*, 300, 123–132.
- Zheng C., Wang P.P. (1999): MT3DMS: A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; documentation and user's guide. – Contract report SERDP-99-1, U.S. Army Corps of Engineers, 220 S., Washington D.C.