

Petra Kuhr, Peter Kreins, Ralf Kunkel, Hans-Jürgen Voigt, Rüdiger Wolter, Harry Vereecken und Frank Wendland

Konzeptionelles hydro(geo)logisches Modell zur Bewertung von Maßnahmen zur Reduktion der Grundwasserbelastungen durch Nitrat

Conceptual hydro(geo)logical model for assessments of measures to reduce groundwater contamination by nitrate

In Deutschland wurden rund 1.000 Grundwasserkörper ausgewiesen, von denen fast 40 % den „guten chemischen Zustand“ nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) nicht erreichen. Die Gründe dafür sind häufig eine zu hohe Nitratbelastung, zu deren Reduzierung über die Maßnahmenprogramme der EU-WRRL konkrete Aktionen zur Verminderung des Stickstoffbilanzüberschusses der Landwirtschaft eingeleitet wurden. Zur Bewertung der Effizienz solcher Maßnahmen auf der Ebene von Grundwasserkörpern wurde ein dreistufiges, konzeptionelles hydro(geo)logisches Modell entwickelt. In der ersten Stufe werden die Zusammenhänge zwischen der Landnutzung, gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser und dem hydrogeologischen System analysiert sowie Teilgebiete mit potenziell hoher Nitratbelastung abgegrenzt. Hierauf aufbauend wird in der zweiten Stufe abgeschätzt, in welchem Umfang der Stickstoffbilanzüberschuss der Landwirtschaft reduziert werden muss, um das Qualitätsziel von 50 mg/l Nitrat zu erreichen. In der dritten Stufe erfolgt eine Bewertung des Zeitraums zwischen der Einleitung einer Stickstoff-Reduktionsmaßnahme und deren Auswirkung auf den Nitratgehalt an den verschiedenen Grundwassermessstellen. In einem für die Belastungssituation im Norddeutschen Flachland typischen Grundwasserkörper wurde das konzeptionelle hydro(geo)logische Modell erfolgreich getestet.

Schlagwörter: Effizienz von Maßnahmen, konzeptionelles hydro(geo)logisches Modell, Nitratkonzentration, Reduktion Grundwasserbelastung, Verminderung des Stickstoffbilanzüberschusses

In Germany, about 1,000 groundwater bodies were delineated, of which almost 40 % do not reach the quality target set by the EC Water Framework Directive (WFD) for the „good chemical status“, primarily because of their high nitrate concentrations. Accordingly, programmes of measures were initiated to reduce the nitrate pollution of groundwater by minimising the excessive application of nitrogen in agricultural practices. A three-tier conceptual hydro(geo)logical model was developed to evaluate the efficiency of such measures on the basis of data available in the German Federal States. The first tier consists of analyses of interrelations between land use, nitrate concentrations measured in groundwater and in the hydrogeological system; moreover, potential hotspots are identified. The second tier is an assessment of the reduction of N excesses in agriculture that is necessary to reach the quality target for groundwater of 50 mg/l NO_3 . The third tier evaluates the time elapsed between the introduction of a nitrogen-reducing measure and its impact on the nitrate concentrations at the groundwater-monitoring stations. The methodology was successfully tested in a groundwater body situated in the North German Lowland that is displaying typical nitrate-pollution patterns.

Keywords: Conceptual hydro(geo)logical model, efficiency of measures, groundwater contamination, minimising application of nitrogen, nitrate concentration

1 Veranlassung und Zielsetzung

Entsprechend den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WFD 2000) wurde im Jahr 2005 eine Bestandsaufnahme zum mengenmäßigen und chemischen Zustand der Grundwasserkörper abgeschlossen (BORCHARDT et al. 2005). Die Erreichung des guten chemischen Zustandes bis 2015 ist danach für fast 40 % aller Grundwasserkörper in Deutschland gefährdet, wobei die Nitratbelastung des Grundwassers aus diffusen Quellen ein häufiges Problem darstellt (BORCHARDT et al. 2010). Im Jahr 2006 wurde ein Grundwassermonitoring entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL zur Überprüfung des chemischen Grundwasserzustandes eingerichtet (operative Überwachung). Für die Grundwasserkörper im schlechten Zustand wurden entsprechend den Vorgaben in der EU-WFD (2000) und der EU-Grundwasserrichtlinie (EU-GWD 2006) bis 2009 Maßnahmenprogramme entwickelt, die bis 2012 umgesetzt werden müssen. Im Hinblick auf die Nitratbelastung des Grundwassers wurden in diesem Zusammenhang landesweite Beratungen und gewässerschonende Bewirtschaftungsmaßnahmen (auch mithilfe von Förderprogrammen) initiiert. In Regionen mit hohen Belastungen wurden zur Verminderung der Stickstoffbilanzüberschüsse der Landwirtschaft darüber hinaus bestehende Kooperationen intensiviert und ausgeweitet

sowie weitere eingerichtet. Die Messdaten des Grundwassermonitorings aus den als gefährdet eingestuften Grundwasserkörpern sollen in diesem Zusammenhang dazu dienen, zu überprüfen, ob und in welcher Weise die eingeleiteten Maßnahmen zu einer Verminderung der Nitratkonzentration im Grundwasser und damit zu einer Verbesserung des chemischen Zustandes der gefährdeten Grundwasserkörper beigetragen haben.

Nach BORCHARDT et al. (2010) ist eine der Kernfragen hierbei, ob und bis wann die Umweltziele erreicht werden können. Aus der Praxis ist nämlich seit Langem bekannt, dass sich der gewünschte Erfolg, d.h. eine Senkung der Nitratkonzentration im Grundwasser auf Werte unterhalb des EU-Grenzwertes von 50 mg/l NO_3 , trotz der eingeleiteten Maßnahmen nicht unmittelbar einstellt. Es ist also möglich, dass die Ziele der EU-WRRL trotz der bis 2012 umgesetzten Maßnahmenprogramme bis 2015 nicht erreicht werden können. Die Gründe hierfür müssen geklärt und gegenüber der EU-Kommission explizit benannt werden (EU-GWD 2006). Hierbei ist entscheidend, ob es sich um Folgeerscheinungen unzureichender bzw. räumlich unpassender N-Reduktionsmaßnahmen handelt oder um ein Phänomen, das durch die natürlichen hydrogeologischen Verhältnisse bedingt ist, d.h. durch das Weg-/Zeitverhalten des Wassers im Anströmungsbereich der

Grundwassermessstellen. Wenn Letzteres der Fall ist, kann auf die Einleitung weitergehender oder alternativer Schutzmaßnahmen verzichtet werden.

Zur Beantwortung solcher Fragen empfehlen die EU-Grundwasserrichtlinie (EU-GWD 2006) sowie einige der im Rahmen der gemeinsamen Strategie zur Unterstützung der konsistenten Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (CIS – Common Implementation Strategy) von der Arbeitsgruppe Grundwasser (WG C) erstellten Leitfäden (CIS 2007a, 2007b, 2009) die Entwicklung bzw. den Einsatz von konzeptionellen Modellen. Nach CIS (2010) gibt es jedoch bislang keine allgemeingültige Definition des Begriffs „konzeptionelles Modell“. Ebenso fehlt nach WOLTER et al. (2007) eine Systematik zum Aufbau von konzeptionellen Modellen. In CIS (2010) wird hierzu festgestellt, dass die jeweilige Problemstellung den Grad der Parametrisierung und Komplexität eines konzeptionellen Modells bedingt. Die Übergänge von einem mehr beschreibenden Modell zu einem komplexen (numerischen) Grundwassermodell sind dabei fließend und ergeben sich iterativ im Verlauf der Bewirtschaftungszyklen nach EU-WFD (2000), d.h. entsprechend der zunehmenden Datenverfügbarkeit bzw. des Erkenntniszuwachses.

Vor diesem Hintergrund soll der hier vorgelegte Beitrag zeigen, wie ein dreistufiges, im Rahmen des UFOPLAN-Projektes „Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutzmaßnahmenprogrammen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie“ (Förderkennzeichen: UFOPLAN 3707 28 200) entwickeltes, konzeptionelles Modell zur räumlich differenzierten Analyse von Nitratbelastungen des Grundwassers sowie zur Bewertung von Maßnahmen zur Reduktion des Nitratreintrags ins Grundwasser beitragen kann. Mit diesem konzeptionellen Modell, im Folgenden als konzeptionelles hydro(geo)logisches Modell bezeichnet, sollen auf der Ebene von Grundwasserkörpern:

1. Zusammenhänge zwischen dem Nitratreintrag ins Grundwasser, der Nitratverlagerung im Grundwasser sowie beobachteten Nitratkonzentration an Grundwassermessstellen hinreichend gut erklärt werden können sowie Teilgebiete mit potenziell hoher Nitrataustragsgefährdung (Hotspot-Regionen) eingegrenzt werden können,
2. für die Hotspot-Regionen des Stickstoffaustrags aus dem Boden der erforderliche Umfang einer Stickstoffminderung abgeschätzt werden, die notwendig ist, um im Grundwasser eine Nitratkonzentration von 50 mg/l NO_3 zu erreichen,
3. die Zeiträume abgeschätzt werden, nach welchen sich eingeleitete N-Reduktionsmaßnahmen auf die Nitratbelastung des Grundwassers an einzelnen Messstellen auswirken.

Der Verweilzeitenanalyse kommt eine besondere Bedeutung zu, um (auch gegenüber der EU-Kommission) stichhaltig begründen zu können, warum die Ziele der EU-WFD (2000) für einen Grundwasserkörper bis 2015 ggf. nicht erreicht werden können, obwohl wirksame Grundwasserschutzmaßnahmen eingeleitet worden sind.

2 Konzeptionelle hydro(geo)logische Modelle

Konzeptionelle hydro(geo)logische Modelle sind ein wichtiges unterstützendes Instrument beim Management des Grundwassers und ermöglichen nach VOIGT & RADSCHINSKI (2007) eine

vereinfachte Darstellung eines hydrogeologischen Systems, z.B. eines kompletten Grundwasserkörpers oder eines Einzugsgebietes. Dabei wird für eine spezifische Problemstellung zunächst ein einfaches Ursache-Wirkungsprinzip unter Nutzung der regional vorhandenen Datengrundlagen wie z.B. Boden, Grundwasserdynamik, Hydrogeologie, (potenzielle) Belastungsquellen und Grundwasserbeschaffenhheitsdaten zugrunde gelegt (DOOGE 1985, LITTLEJOHN et al. 2002). In CIS (2010) wird auf die Möglichkeit einer zyklischen, stufenweisen Verbesserung konzeptioneller hydro(geo)logischer Modelle hingewiesen. Einfache analytische Methoden können dabei in Abhängigkeit vom erreichten Erkenntnis- und Datenstand durch zunehmend komplexere Methoden ersetzt werden (s. Abb. 1). Eine zunächst einfache qualitative Beschreibung der geologischen Verhältnisse kann im Laufe der Zeit zu einer komplexen quantitativen Abbildung der hydrogeologischen Prozesse präzisiert werden. Die räumliche und zeitliche Auflösung des konzeptionellen hydro(geo)logischen Modells kann sich hierbei schrittweise erhöhen.

Konzeptionelle hydro(geo)logische Modelle unterscheiden sich damit deutlich von numerischen Grundwassermodellen (vgl. z.B. HOFFMANN 1987, KINZELBACH 1992, VAN DER HEIJDE 1985), in denen die Modellierung von Strömungs- und Transportprozessen von vornherein physikalisch basiert erfolgt. Hierbei werden Systeme von Differentialgleichungen numerisch unter Berücksichtigung von Anfangs- und Randbedingungen in hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung gelöst. Da die Erhebung präziser Anfangs- und Randbedingungen sowie von Daten für eine detaillierte Modellgeometrie und Parametrisierung (UHLIG et al. 2010) für große Gebiete praktisch meist nicht möglich ist, bleibt der Einsatz numerischer Grundwassermodelle auf kleinräumige Gebiete beschränkt (GRAF & SCHÄFER 2002, PÄTSCH et al. 2007).

Bei der Entwicklung konzeptioneller hydro(geo)logischer Modelle ist man flexibler, d.h. man verwendet wirklich nur die Daten, die regional verfügbar sind und passt das zu entwickelnde Modell an die verfügbaren Datengrundlagen an. Ein konzeptionelles hydro(geo)logisches Modell ist damit ein wissensbasierter Ansatz, der sich erst im Zuge seiner Umsetzung und Anwendung weiterentwickelt (CIS 2010). Durch diese Funktionalität erfüllen konzeptionelle hydro(geo)logische Modelle gleichsam eine wichtige Anforderung, die sich aus den Zyklen der Grundwas-

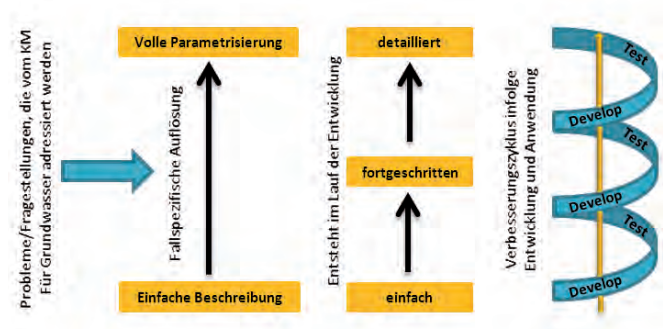


Abbildung 1

Grad der Parametrisierung und Komplexität von konzeptionellen Modellen in Abhängigkeit von den anwendungsspezifischen Anforderungen nach CIS (2010)

Degree of parameterization and complexity of conceptual models depending on the user-specific requirements according to CIS (2010)

serbewirtschaftung nach der EU-WRRL ergibt. Durch die Verbesserungszyklen infolge von Entwicklung und Anwendung eines konzeptionellen hydro(geo)logischen Modells (s. Abb. 1) ist dabei, vor allem bei kleinräumigen Problemstellungen, langfristig ein Übergang von einem konzeptionellen hydro(geo)logischen Modell zu einem numerischen Grundwassermodell möglich.

3 Methode

Im Rahmen des Vorhabens wurde ein dreistufiges, konzeptionelles hydro(geo)logisches Modell entwickelt, mit dem eine Bewertung von Maßnahmen zur Reduktion der Grundwasserbelastungen durch Nitrat vorgenommen werden kann.

3.1. Eingrenzung von Teilgebieten mit potenzieller Nitratgefährdung des Grundwassers

In der ersten Stufe des konzeptionellen hydro(geo)logischen Modells sollen die Zusammenhänge zwischen dem Nitratreintrag ins Grundwasser, der Nitratausbreitung im Aquifer sowie den Auswirkungen auf den chemischen Zustand der Grundwasserkörper erklärt und Teilgebiete mit hoher Nitratgefährdung des Grundwassers eingegrenzt werden. Dazu wird auf digitale, für den gesamten Grundwasserkörper verfügbare (geowissenschaftliche) Basisdaten wie Topographie, Landnutzung, Boden oder Daten zur Aquifertypologie (WENDLAND et al. 2008) zurückgegriffen, welche bereits für die allgemeine Charakterisierung der Grundwasserkörper nach EU-WFD (2000) verwendet worden sind (s. Abb. 2).

Die einfache Überlagerung dieser Datengrundlagen in einem GIS-System ist bereits ein konzeptionelles hydro(geo)logisches Modell für die Eingrenzung von Teilgebieten, in denen eine potenzielle Nitratgefährdung des Grundwassers besteht. Auf diese Weise ist es z.B. durch Verschneidung einer Landnutzungskarte mit einer Bodenartenkarte möglich, sandige (wasserdurchlässige) Böden mit landwirtschaftlicher Nutzung auszuweisen, welche als potenziell hoch austragsgefährdet anzusehen sind (vgl. z.B. BEAUDOIN et al. 2005, FRATERS et al. 1998, STREBEL et al. 1989). Für den Fall, dass die so ausgewiesenen Teilflächen die Belastungssituation an den Messstellen erklärbar machen, ist die Eingrenzung von Teilgebieten mit potenzieller Nitratgefährdung des Grundwassers bereits an dieser Stelle abgeschlossen. Ansonsten sind weitere Daten und Informationen einzubeziehen. Dabei wird in dem nächsten Schritt die Hydrodynamik, d.h. die Fließrichtung des Grundwassers, einbezogen. Dies ist wichtig, weil es auch Messstellen mit erhöhten Nitratkonzentrationen gibt, die sich nicht unter landwirtschaftlich genutzten Flächen befinden. Die Belastungssituation solcher Messstellen kann jedoch häufig über den Anstrombereich der Messstelle, d.h. durch das Vorhandensein landwirtschaftlich genutzter Flächen, erklärt werden.

Sind die Ursachen der erhöhten Nitratkonzentrationen an den betreffenden Messstellen nach Einbeziehung der Hydrodynamik grundlegend erklärt, so wird im nächsten Schritt untersucht, ob sich die als gefährdet ausgewiesenen Flächen durch Einbeziehung weiterer Daten reduzieren lassen.

Hierzu zählen z.B. Informationen über den Grundwasserflurabstand, wobei davon ausgegangen wird, dass hoch anstehendes Grundwasser (Grundwasserflurabstand < 2 m) im Boden die Ausbildung sauerstofffreier Zonen mit erhöhten Gehalten an organischer Substanz begünstigt. Bei diesen Standortbedingungen wird der mikrobielle Abbau von Nitrat in der Bodenzone geför-

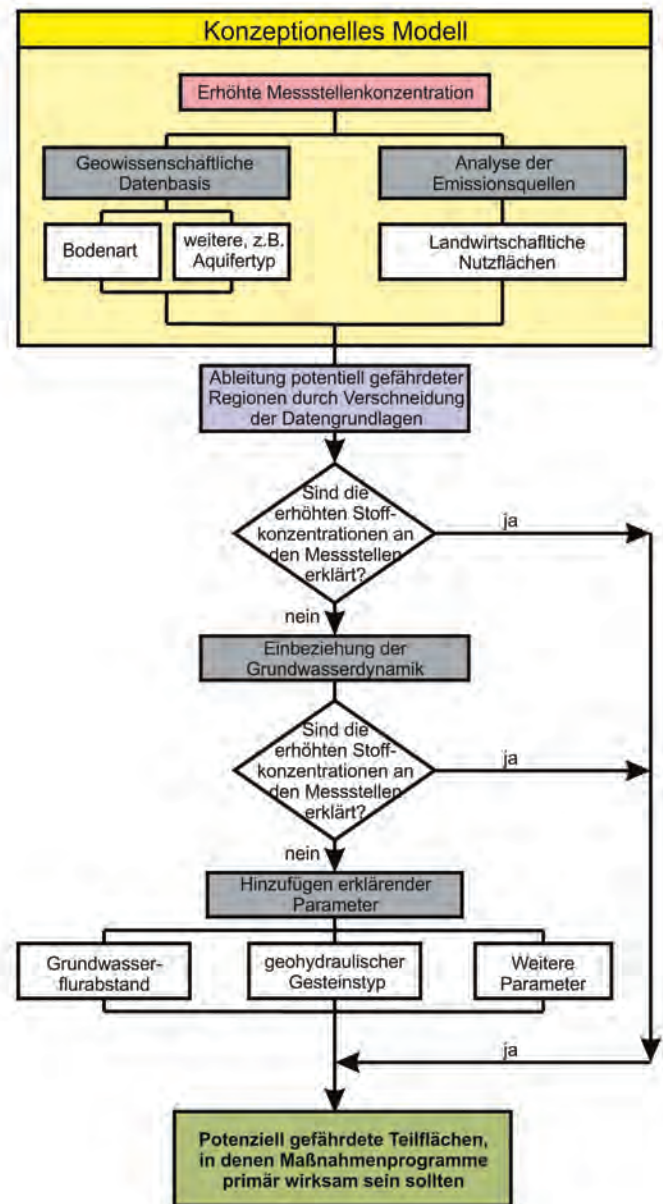


Abbildung 2

1. Stufe des konzeptionellen hydro(geo)logischen Modells zur Identifizierung von Teilflächen, in denen Maßnahmenprogramme zur Reduktion der Nitratbelastung des Grundwassers primär wirksam sein sollen.
First tier of conceptual hydro(geo)logic model: Identification of priority areas where measures to reduce nitrate in groundwater should be effective.

dert (GÄTH et al. 1997, LBEG 2008), sodass die Nitratreinträge ins Grundwasser vermindert werden und die Nitratkonzentrationen im Grundwasser entsprechend gering sind. Gegenteilige Bedingungen liegen für grundwasserferne Böden vor. Wegen der hohen Sauerstoffgehalte zeichnen sich diese Böden grundsätzlich durch einen nur geringen mikrobiellen Abbau von Nitrat aus. Entsprechend hoch ist dort die Empfindlichkeit des Grundwassers gegenüber Nitratreinträgen mit dem Sickerwasser. Aus einer geologischen Karte können in diesem Zusammenhang zusätzlich Informationen über das Nitratabbaupotenzial im Grundwasser abgeleitet werden. So sind z.B. glaziale Sande und Kiese ein guter Indikator für Regionen mit erhöhtem Nitratabbaupotenzial im Grundwasser (vgl. BÖTTCHER et al. 1989, KUNKEL et al. 2008, POSTMA & BOESEN 1991, PUCKETT & COWDERY 2002).

Informationen über Grundwasserneubildungsgebiete bzw. Grundwasserentlastungsgebiete, d.h. zum geohydraulischen Gebietstyp (MANHENKE et al. 2001), können hierfür ebenfalls genutzt werden. So geht von den Gebieten innerhalb eines Grundwasserkörpers, in denen der größte Anteil des Sickerwassers zur Grundwasserneubildung (Grundwasserneubildungsgebiete) beiträgt, ein höheres Belastungspotenzial aus als von Grundwasserentlastungsregionen, in denen der größte Anteil des Sickerwassers über den Direktabfluss (Drainageabfluss, natürlicher Interflow) abgeführt wird.

Weitere Parameter werden hierbei iterativ so lange einbezogen, bis sich die austragsgefährdeten Teilflächen nicht weiter eingrenzen lassen. Basierend auf den vorliegenden Datengrundlagen können deshalb unter Umständen bereits zu einem frühen Zeitpunkt die Teilflächen eines Grundwasserkörpers identifiziert werden, von denen eine hohe Gefährdung für das Grundwasser ausgeht. Geplante oder bereits eingeleitete N-Reduktionsmaßnahmen sollten auf genau diesen Flächen durchgeführt werden und können auf der Basis des konzeptionellen Modells im Hinblick auf ihre Effizienz evaluiert und ggf. angepasst werden. Durch dieses Vorgehen wird gleichzeitig der finanzielle und zeitliche Aufwand des Grundwassermanagements optimiert.

3.2 Umfang von Maßnahmen zur Verminderung des landwirtschaftlichen Stickstoffüberschusses

In der zweiten Stufe des konzeptionellen hydro(geo)logischen Modells soll eine konsistente Bewertung von Maßnahmen zur Erreichung des Qualitätsziels für das Grundwasser (50 mg/l NO_3) durchgeführt werden. Dies ist über eine Abschätzung der erforderlichen Verminderung der N-Einträge in den zuvor identifizierten Nitrat-austragsgefährdeten Teilflächen des betreffenden Grundwasserkörpers möglich.

Der Minderungsbedarf quantifiziert überschlägig die maximal tolerierbaren N-Überschüsse in der Landwirtschaft, die nicht überschritten werden dürfen, wenn eine Nitratkonzentration im Grundwasser von weniger als 50 mg/l erreicht werden soll (KREINS et al. 2010). Ausgehend von der aktuellen Nitratkonzentration im Sickerwasser kann also abgeschätzt werden, in welchem Umfang die N-Einträge ins Grundwasser reduziert werden müssten.

Zwei der drei Parameter, die in die Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser eingehen, hängen von natürlichen Standortbedingungen ab und sind dadurch wenig veränderlich. So hängen die Nitratabbaubedingungen im Boden von pedologischen Parametern ab, die als weitestgehend unveränderlich angenommen werden können. Die Sickerwasserhöhe schwankt zwar von Jahr zu Jahr (vor allem in Abhängigkeit von den stark variablen Klimagrößen), der langjährige Mittelwert kann aber als repräsentativ für die Sickerwasserbildung einer Einzelfläche gelten. Wurden für Einzelflächen also mittlere langjährige Sickerwasserraten bestimmt sowie Denitrifikationspotenziale im Boden abgeleitet,

so ist der im langjährigen Mittel zu erwartende Nitratreintrag ins Grundwasser mit dem Sickerwasser direkt durch die Höhe der N-Überschüsse bestimmt (WENDLAND et al. 2009).

Für die Berechnung des Minderungsbedarfs kann zum Teil auf Parameter zurückgegriffen werden, die bereits für die 1. Stufe des konzeptionellen hydro(geo)logischen Modells verwendet wurden (z.B. Grundwasserflurabstand). Vielfach können hierzu aber auch vorliegende und in der Praxis bestätigte Modellergebnisse genutzt werden. So liegen für die meisten Regionen Deutschlands Modellergebnisse zur Sickerwasserhöhe (z.B. HAD 2003, HERGESELL 2003, KUNKEL et al. 2006, MÜLLER-WOHLFEIL et al. 1996, PFÜTZNER et al. 2008) oder zur Nitratkonzentration im Sickerwasser (z.B. HALBFAß et al. 2009, WENDLAND et al. 2009) bereits vor.

Zunächst wird aus den Eingangsgrößen die aktuelle Nitratkonzentration im Sickerwasser bestimmt. Über diese aktuelle Nitratkonzentration im Sickerwasser ist es dann durch eine „Rückwärtsrechnung“ möglich, den maximal zulässigen N-Überschuss aus der Landwirtschaft zu berechnen, der eine Nitratkonzentration im Sickerwasser von weniger als 50 mg/l garantiert (KUNKEL et al. 2008). Die generelle Vorgehensweise hierbei zeigt Abbildung 3.

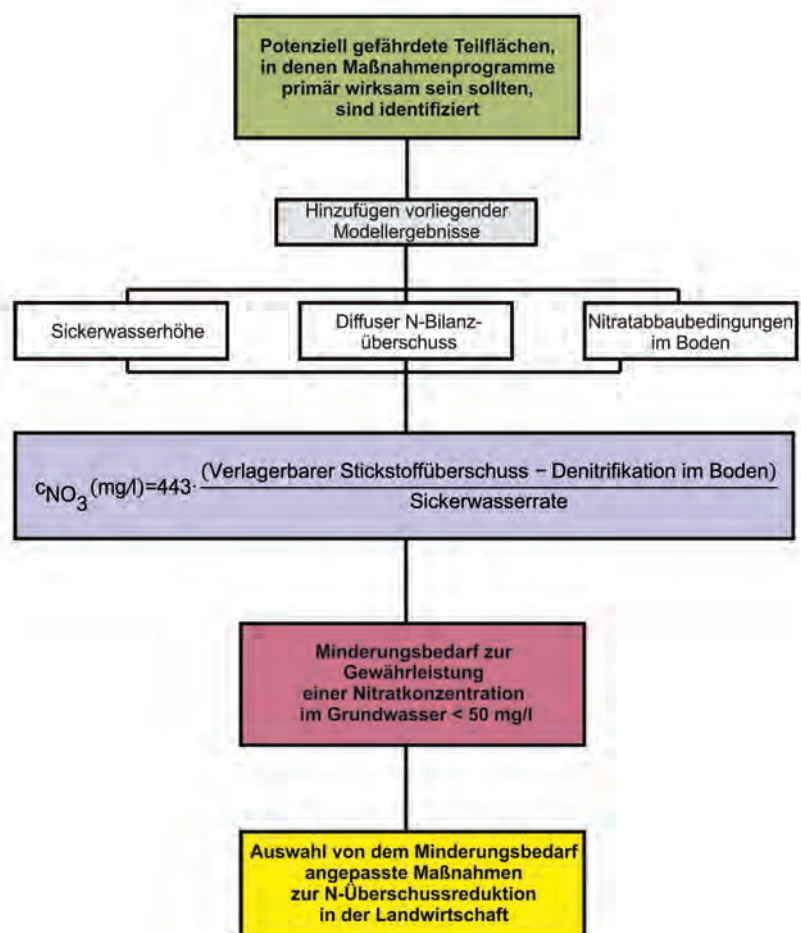


Abbildung 3

2. Stufe des konzeptionellen hydro(geo)logischen Modells zur Abschätzung des Minderungsbedarfs zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Grundwassers < 50 mg/l. Second tier of the conceptual hydro(geo)logic model: Estimation of the additional nitrogen reduction needed to guarantee groundwater nitrate concentrations below 50 mg/l.

Nach der Ermittlung des Stickstoffminderungsbedarfs kann eine erste Einschätzung vorgenommen werden, mit welchen für die landwirtschaftlichen Standortbedingungen im Grundwasserkörper geeignet erscheinenden Maßnahmen die erforderliche Reduktion der Stickstoffbilanz-Überschüsse erreicht werden kann. Tabelle 1 zeigt eine Übersicht über gängige Maßnahmen zur Reduktion von N-Überschüssen in der Landwirtschaft nach dem LAWA-Maßnahmenkatalog (KREINS et al. 2007). Entsprechend dem erforderlichen Minderungsbedarf für das Grundwasser können aus diesem Maßnahmenkatalog (Tab. 1) eine oder mehrere für die Landwirtschaftsstruktur der jeweiligen Region geeignete Maßnahmen ausgewählt werden.

Die regionale Wirksamkeit einer Maßnahme bzw. die Effizienz von bereits eingeleiteten Maßnahmen im Hinblick auf die Zielerreichung kann anhand der Messstellen des Monitoringmessnetzes überprüft werden. In diesem Zusammenhang kommt der Abschätzung der Zeiträume, nach welchen sich die eingeleiteten Maßnahmen auf die Belastung des Grundwassers an den Messstellen des Monitoringmessnetzes auswirken können, eine besondere Bedeutung zu.

3.3. Verweilzeitenanalyse zur Bewertung der zeitlichen Effizienz von Maßnahmen

Die Bewertung der zeitlichen Effizienz von Maßnahmenprogrammen, d.h. des Zeitraums, nach dem eine Maßnahme im Grundwasser frühestens zu einer messbaren Verbesserung des Grundwasserzustands an den Monitoringmessstellen führen kann, erfolgt über eine Verweilzeitenanalyse (vgl. WENDLAND et al. 2011).

Die generelle Vorgehensweise hierbei zeigt Abbildung 4.

Tabelle 1

Übersicht über gängige Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffüberschüssen in der Landwirtschaft unter Angabe der mittleren Minderungsmengen (nach LAWA-Maßnahmenkatalog, KREINS et al. 2007)
Overview of typical measures to reduce N emissions in agriculture under consideration of the mean level of reduction (according to the LAWA Catalogue of Measures, KREINS et al. 2007)

Maßnahme zur Reduktion von N-Überschüssen in der Landwirtschaft	mittlere Minderung des N-Überschusses [kg N/ha]	Eignung
Verzicht auf Wirtschaftsdüngerausbringung nach der Ernte	20–40	Ackerland/Grünland
Zwischenfrucht mit frühem Umbruch	0–40	Ackerland/Gemüse
Zwischenfrucht mit spätem Umbruch	0–40	Ackerland/Gemüse
Einsatz von grundwasserschonender Ausbringungstechnik für Gülle und Gärsubstrate	10–40	Ackerland/Grünland
Grünlandextensivierung	10–30	Grünland
Förderung von Extensivkulturen	20–60	Ackerland
Reduzierte N-Mineraldüngung (Acker) inkl. Verzicht auf Spätgabe bei Getreide	20–40	Ackerland
Ökologischer Landbau	30–120	Ackerland/Grünland/Dauerkultur/Gemüse

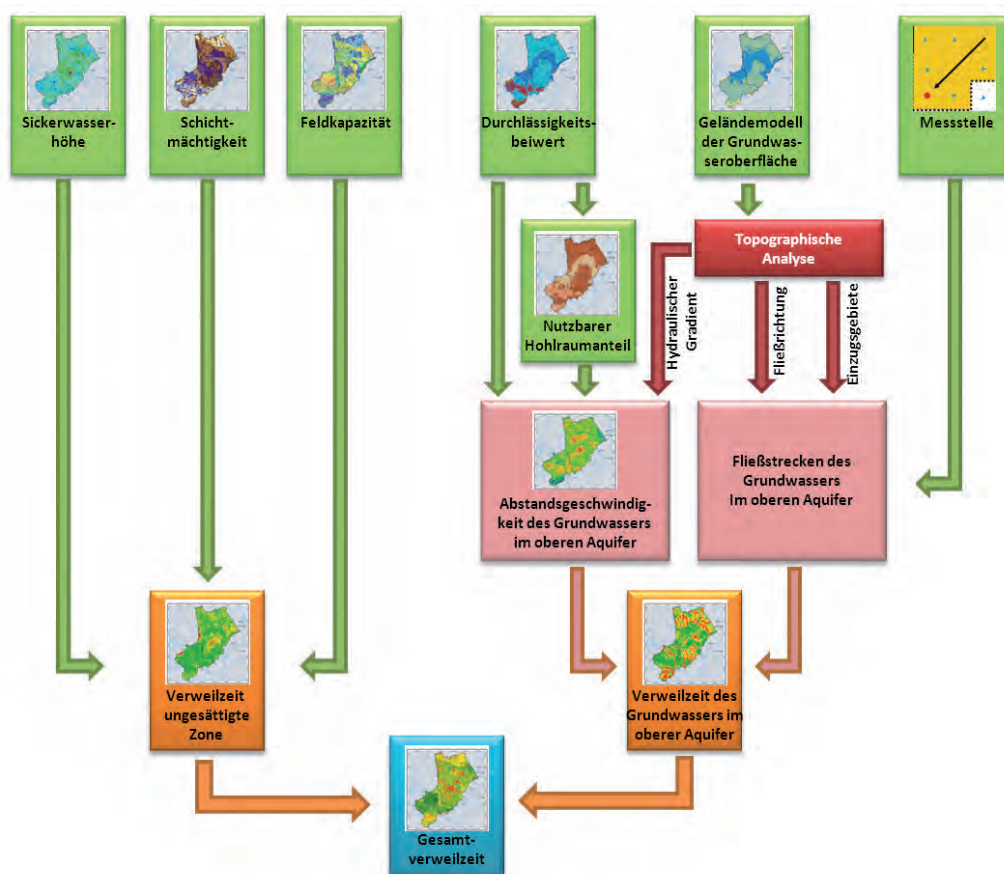


Abbildung 4

3. Stufe des konzeptionellen hydro(geo)logischen Modells zur Bewertung der zeitlichen Effizienz von Maßnahmen
Third tier of the conceptual hydro(geo)-logic model: Estimate of the temporal efficiency of measures

Die Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Bodenbereich und in den Grundwasserdeckschichten kann in guter Näherung nach der von HENNINGS (2000) bzw. MÜLLER & RAISSI (2002) vorgeschlagenen Vorgehensweise, d.h. unter Einbeziehung von Sickerwasserhöhen, der Feldkapazität und der Schichtmächtigkeit, abgeleitet werden:

$$t_{\text{Boden}} = \frac{1}{Q_{\text{SW}}} \sum_i FK_i \cdot d_i \quad (1)$$

mit:

$$\begin{aligned} t_{\text{Boden}} &= \text{Verweilzeit des Sickerwassers im} \\ &\quad \text{durchwurzelten Boden} \quad [\text{a}] \\ Q_{\text{SW}} &= \text{Sickerwasserrate} \quad [\text{mm/a}] \\ FK_i &= \text{Wasserspeichervermögen (Feldkapazität)} \\ &\quad \text{der Schicht } i \quad [\text{mm/dm}] \\ d_i &= \text{Schichtmächtigkeit} \quad [\text{dm}] \end{aligned}$$

Nach DAHAN et al. (2004) stehen zur Modellierung der Verweilzeiten des Grundwassers für viele Regionen nur Informationen aus hydrogeologischen Übersichtskarten zur Verfügung, wie z.B. aus der bundesweit verfügbaren HÜK 200. Da Informationen über den Tiefenaufbau der Aquifere fehlen, beschränkt sich die Ermittlung der Verweilzeiten im Aquifer im konzeptionellen Modell auf eine zweidimensionale Aufsicht auf den jeweiligen Grundwasserkörper.

Das WEKU-Modell (KUNKEL & WENDLAND 1997, WENDLAND et al. 2004) bietet die Möglichkeit, unter Berücksichtigung solcher zweidimensionaler Datengrundlagen eine realistische Abbildung des Weg-/Zeitverhaltens der grundwasserbürtigen Abflusskomponenten zu liefern. Es nutzt einen analytischen rasterbasierten Ansatz, mit dem abgeschätzt werden kann, welche Zeiträume das in den Aquifer eingesickerte Wasser benötigt, um nach der Passage des obersten Grundwasserleiters einen Vorfluter oder aber eine Grundwassermessstelle zu erreichen, die im Abstrombereich des Grundwassers liegt (s. Abb. 3).

Die in das WEKU-Modell eingehenden Datengrundlagen sind aus digitalen hydrogeologischen Übersichtskarten, wie z.B. aus der HÜK 100 von Nordrhein-Westfalen bzw. der HÜK 200 von Niedersachsen, flächendeckend bekannt. Aus dem Durchlässigkeitsbeiwert ist nach dem Berechnungsansatz von AHUJA et al. (1988) der nutzbare Hohlraumanteil ableitbar. Die Fließrichtungen und Fließstrecken des Grundwassers ergeben sich direkt aus einem digitalen Höhenmodell der Grundwasseroberfläche und werden nach dem D8-Konzept (DOUGLAS 1986, FAIRFILED & LEYMARIE 1991) durch Berücksichtigung des größten Gradienten (hydraulischer Gradient $\bar{\nabla}j$ nach Betrag und Richtung) von der betrachteten Elementarzelle zu einer Grundwassermessstelle (bzw. einem grundwasserwirksamen Vorfluter) ermittelt (MARK 1984, MORRIS & HEERDEGEN 1988, O'CALLAGHAN & MARK 1984). Im zweiten Schritt werden aus den Modelleingabegrößen Durchlässigkeitsbeiwert (k_f), nutzbarer Hohlraumanteil (n_f) und hydraulischer Gradient ($\bar{\nabla}j$) die Abstandsgeschwindigkeiten flächendifferenziert berechnet.

$$\bar{v}_a = - \frac{k_f}{n_f} \cdot \bar{\nabla}j \quad (2)$$

mit:

$$\bar{v}_a = \text{Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers} \quad [\text{m/s}]$$

$$\begin{aligned} k_f &= \text{Durchlässigkeitsbeiwert der Grundwasser} \\ &\quad \text{führenden Gesteine} \quad [\text{m/s}] \\ n_f &= \text{nutzbarer Hohlraumanteil der Grundwasser} \\ &\quad \text{führenden Gesteine} \quad [-] \\ \bar{\nabla}j &= \text{hydraulischer Gradient} \quad [-] \end{aligned}$$

Im dritten Schritt wird die Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer für jede Eintragszelle berechnet, wobei sich die Verweilzeit als Summe der Einzelverweilzeiten in allen Zellen entlang des Fließwegs vom Eintrags- bis zum Austragsort, d.h. hier bis zum Austritt in eine Grundwassermessstelle, ergibt:

$$t(\bar{r}_0) = \int_{\bar{r}} \frac{d\bar{r}}{\bar{v}_a(\bar{r})} \quad (3)$$

mit:

$$\begin{aligned} t(\bar{r}_0) &= \text{Grundwasserverweilzeit für} \\ &\quad \text{das Ausgangselement } \bar{r}_0 \quad [\text{s}] \\ \bar{r} &= \text{Ortsvektor einer Rasterzelle auf dem} \\ &\quad \text{jeweiligen Fließweg} \quad [\text{m}] \end{aligned}$$

Über die Verweilzeitenanalyse kann für die Grundwassermessstellen des Monitoringmessnetzes abgeschätzt werden, wie lange es nach Einleitung einer Grundwasserschutzmaßnahme dauern wird, bis sich eine Verbesserung des Grundwasserzustandes bemerkbar machen sollte. Darüber hinaus können auf diese Weise die Grundwasserkörper identifiziert werden, in denen die Erreichung der Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie trotz eingeleiteter Maßnahmenprogramme innerhalb des 6-jährigen Bewirtschaftungszyklusses (d.h. für den ersten Bewirtschaftungszyklus die Einhaltung der Zeitvorgabe bis 2015) nicht möglich ist.

4 Ergebnisse für das Untersuchungsgebiet Große Aue

Das oben beschriebene 3-stufige konzeptionelle hydro(geo)logische Modell wurde in zwei Untersuchungsregionen mit für Deutschland typischen geologischen Bedingungen und Landwirtschaftsstrukturen bereits erfolgreich angewendet (KUHR et al. 2011). Zum einen erfolgte eine Anwendung im Grundwasserkörper Schwalm in Hessen, der eine für viele Mittelgebirgsregionen typische Situation repräsentiert (KUHR et al. 2011). Im Folgenden wird jedoch ausschließlich auf die entsprechenden Ergebnisse für die Untersuchungsregion Große Aue eingegangen, die als repräsentativ für eine Belastungssituation im Norddeutschen Flachland gesehen werden kann.

Das Untersuchungsgebiet Große Aue, das aus mehreren Grundwasserkörpern besteht, hat eine Größe von 1.517 km² und befindet sich im Einzugsgebiet der Weser an der Landesgrenze zwischen Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen. Geologisch handelt es sich um ein Gebiet des quartären Lockergesteins, das die Naturräume des nord- und mitteldeutschen Mittelpleistozäns (Geestflächen) und der Niederungen im nord- und mitteldeutschen Lockergesteinsgebiet umfasst.

4.1 Teilgebiete mit potenzieller Nitratgefährdung des Grundwassers

Aus den Monitoringnetzen der Bundesländer Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen standen Messwerte von 107 Grundwassersergütemessstellen zur Verfügung. 20 Messstellen, d.h. 19 % aller Messstellen, weisen Nitratgehalte über 37,5 mg/l NO₃ auf. Bei der Umsetzung der EU-WRRL kommt diesem Wert eine beson-

dere Bedeutung zu: 37,5 mg/l NO_3 entspricht 75 % des Schwellenwertes für Nitrat im Grundwasser (50 mg/l NO_3). Nach der GRUNDWASSERVERORDNUNG (2010) ist zu prüfen, ob es steigende Gehalte von Schadstoffen innerhalb eines Grundwasserkörpers gibt. Findet man einen derartigen Trend und übersteigt die Schadstoffkonzentration 75 % des Schwellenwertes, so sind auch in diesem Fall Maßnahmen durchzuführen, um den Trend umzukehren. Im Folgenden werden die 20 Messstellen mit einer Nitratkonzentration oberhalb des Vorwarnwertes von 37,5 mg/l NO_3 daher als repräsentativ für die Teilgebiete mit potenzieller Nitratgefährdung des Grundwassers angesehen.

Um zu ermitteln, wie viele der belasteten Messstellen durch eine einfache Ursache-Wirkungsbeziehung erklärt werden können, wurde zunächst eine Verschneidung der landwirtschaftlich genutzten Flächen (ATKIS DLM 25) mit sandigen, wasserdurchlässigen Böden (Bodenkarte BK 50) vorgenommen. Es zeigte sich, dass nur 12 der 20 Messstellen mit Nitratwerten $\geq 37,5$ mg/l tatsächlich auch unter landwirtschaftlich genutzten Flächen liegen, obwohl 74 % der Fläche des Untersuchungsgebiets landwirtschaftlich genutzt werden (s. Abb. 5, links).

Die übrigen acht belasteten Messstellen lagen unter Waldflächen. Somit waren die erhöhten Nitratgehalte nicht allein mit der Landnutzung im unmittelbaren Umfeld der Messstelle zu erklären. Im nächsten Schritt wurde auf der Basis von Grundwassergleichplänen analysiert, ob die Nitratbelastung über

die Einbeziehung der Grundwasserdynamik, d.h. der Fließrichtung des Grundwassers bzw. dem jeweiligen Anstrombereich der Messstellen, erklärbar ist. Entsprechend der in Abbildung 5 (rechts) beispielhaft dargestellten Grundwasserdynamik konnten auf diese Weise weitere sieben Messstellen mit hohen Nitratgehalten unter nicht-landwirtschaftlich genutzten Flächen erklärt werden. Hiermit wurde der Nachweis geführt, dass die erhöhten Nitratkonzentrationen im Grundwasser tatsächlich von Flächen ausgehen, die in den 74 % der als austragsgefährdet eingestuft Flächen enthalten sind. Durch Berücksichtigung der Grundwasserdynamik im konzeptionellen Modell können so nunmehr zwar 19 der 20 Messstellen mit Nitratwerten $\geq 37,5$ mg/l „erklärt“ werden, aber weiterhin sind 74 % der Fläche des Grundwasserkörpers Große Aue als gefährdet einzustufen.

Im nächsten Schritt wurden die als gefährdet ausgewiesenen Flächen durch Einbeziehung von Informationen über den Grundwasserflurabstand weiter eingegrenzt, wobei davon ausgegangen wird, dass hoch anstehendes Grundwasser (Grundwasserflurabstand < 2 m) den mikrobiellen Abbau von Nitrat in der Bodenzone fördert, sodass die Nitratreinträge ins Grundwasser vermindert werden. Durch diesen Schritt wurden die austragsgefährdeten Teilflächen im Grundwasserkörper Große Aue auf 35 % der Gesamtfläche des Grundwasserkörpers eingegrenzt (Abb. 6, links). Innerhalb dieser Flächen liegen überdies immer noch 19 der 20 oben genannten Messstellen mit Nitratwerten $\geq 37,5$ mg/l.

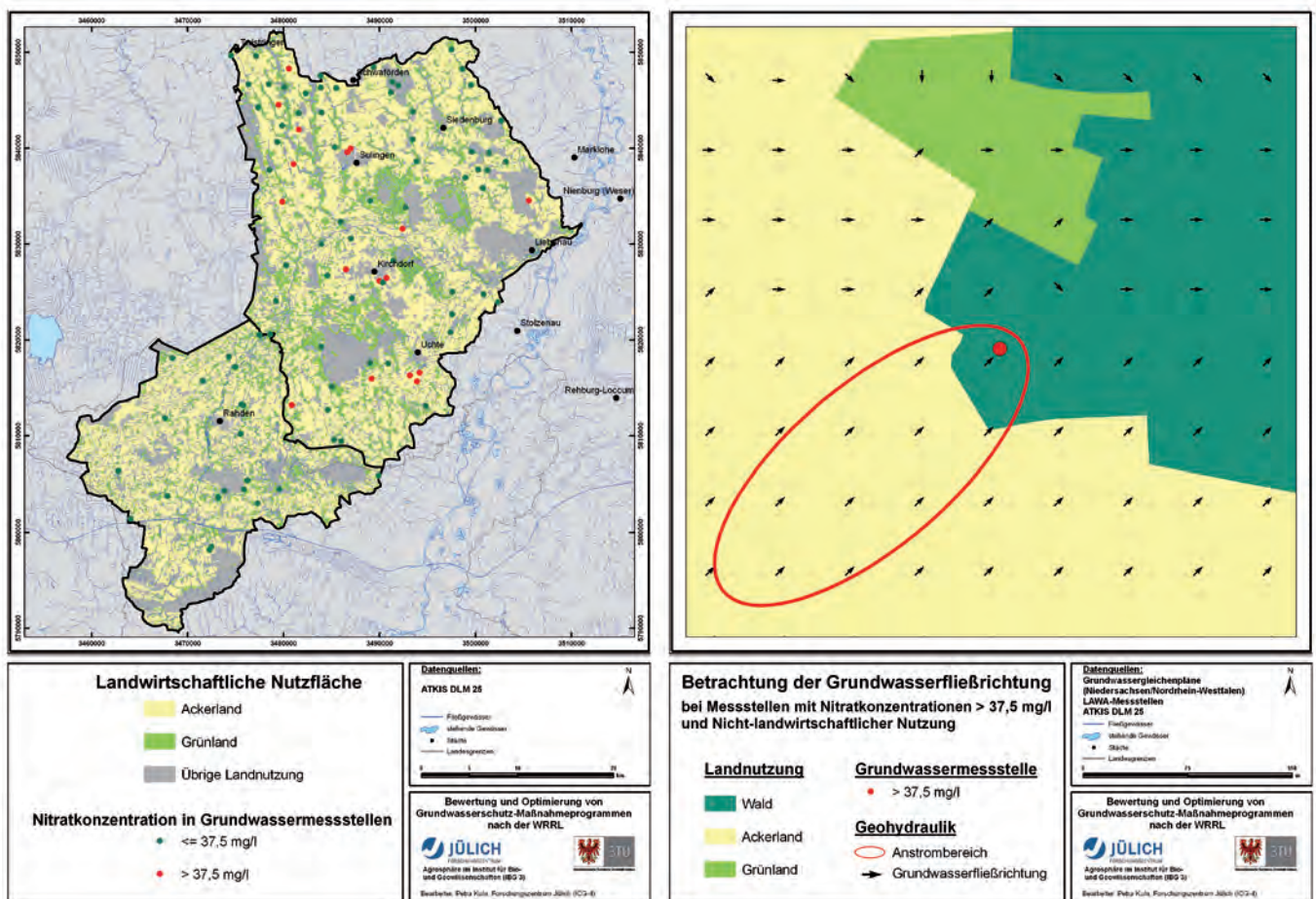


Abbildung 5

Landwirtschaftliche Nutzfläche (links) und Grundwasserfließrichtung an einer Messstelle (rechts) im Untersuchungsgebiet Große Aue
Agricultural land (left) and direction of groundwater flow at one gauging station (right) in the catchment Große Aue

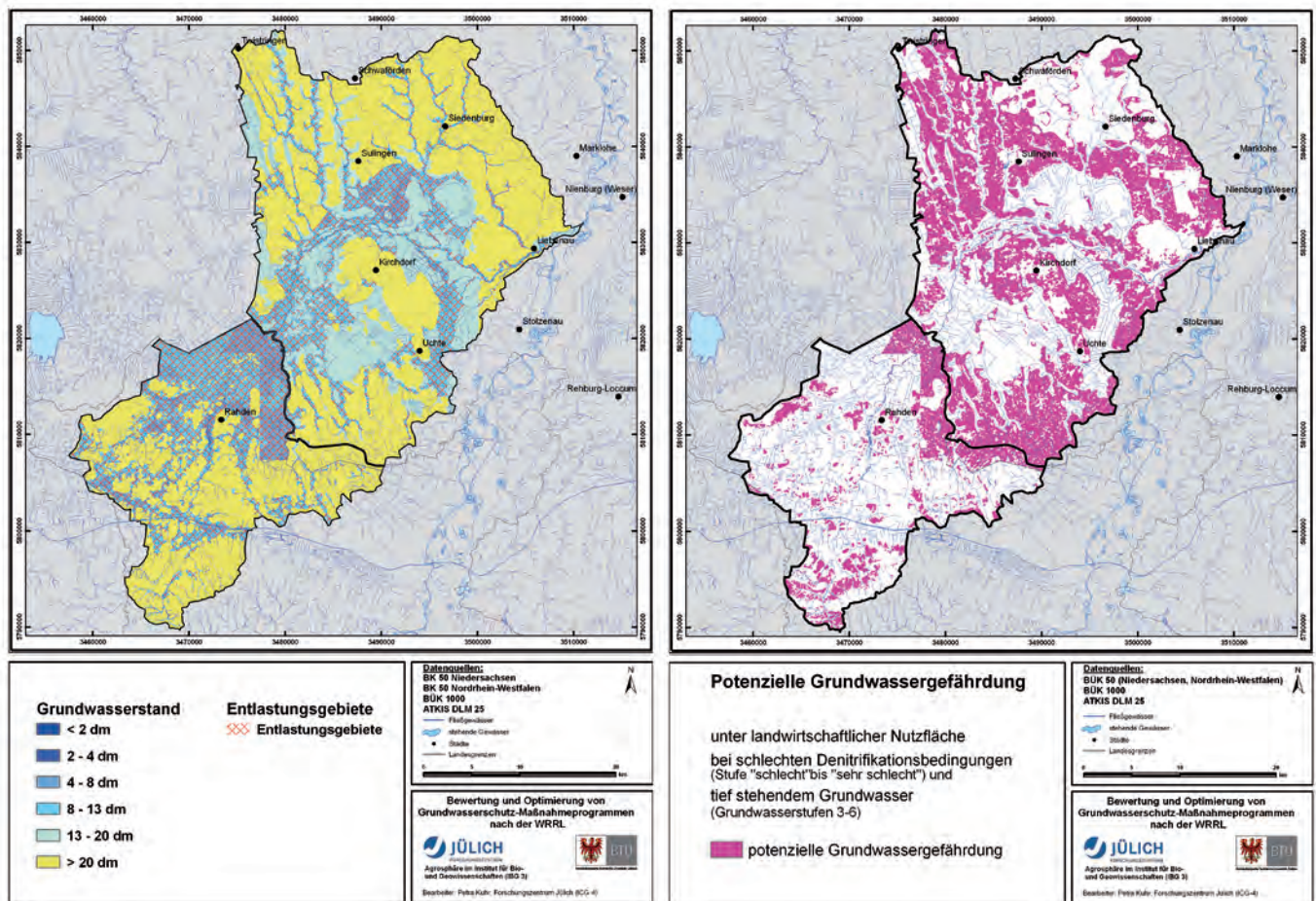


Abbildung 6
Grundwasserstände und Entlastungsgebiete im Untersuchungsgebiet Große Aue
Groundwater levels and areas with effluent flow conditions in the catchment Große Aue

Um die gefährdeten Flächen im Untersuchungsgebiet Große Aue noch weiter einzugrenzen, wurde der geohydraulische Gebietstyp (MANHENKE et al. 2001) als ein Indikator für die Gefahr der Nitratverlagerung vom Boden ins Grundwasser in das konzeptionelle hydro(geo)logische Modell einbezogen. Grundwasserneubildungsgebiete wurden in diesem Zusammenhang von Grundwasserentlastungsgebieten unterschieden. In Grundwasserneubildungsgebieten ist die Wahrscheinlichkeit, dass ein Großteil des Sickerwassers bis in den Aquifer verlagert wird, hoch, sodass diese ein hohes Grundwassergefährdungspotenzial durch Nitratausträge aus dem Boden besitzen. Grundwasserentlastungsgebiete sind dagegen Gebiete mit dominierender Grundwasserzehrung sowie aufsteigenden Druckgradienten und einem geringen Flurabstand. Im Gegensatz zu den Neubildungsgebieten wirkt sich der Nitratreintrag nur räumlich begrenzt auf das Grundwasser aus. Zudem weisen Grundwasserentlastungsgebiete häufig hohe Abbau- und Retentionspotenziale für Nitrat auf.

Verschneidet man den geohydraulischen Gebietstyp „Grundwasserneubildungsgebiet“ mit den in den vorherigen Schritten bereits ausgewiesenen Flächen (landwirtschaftlich genutzte Flächen + sandige Böden + große Grundwasserflurabstände), so reduziert sich das Gebiet mit dem höchsten Grundwassergefährdungspotenzial auf 28 % der Fläche des Grundwasserkörpers. Die Einbeziehung des geohydraulischen Gesteinstyps hat daher zu einer weiteren Eingrenzung der besonders gefährdeten Flächen

geführt, wobei weiterhin 19 der 20 Messstellen mit Nitratwerten $\geq 37,5$ mg/l unter diesen Flächen liegen.

Durch Einbeziehung zusätzlicher für den Grundwasserkörper Große Aue bereits vorliegender Datensätze, wie z.B. Einstufungen der Böden hinsichtlich ihres Nitratabbaupotenzials (KUNKEL et al. 2008), Ergebnissen zur Grundwasserneubildungshöhe (KUNKEL et al. 2006), zur Nitratauswaschungsgefährdung (MÜLLER 2004) sowie zur Nitratkonzentration im Sickerwasser (KREINS et al. 2010), wurde überprüft, ob sich die gefährdeten Teilflächen, auf denen vorrangig Maßnahmenprogramme durchgeführt werden müssten, ggf. näher eingrenzen lassen. Eine Verschneidung mit diesen Informationen erbrachte im Untersuchungsgebiet Große Aue jedoch eine nur unwesentliche weitere Eingrenzung der gefährdeten Gebiete, sodass auf die Einbeziehung dieser Parameter verzichtet werden konnte. An einer Messstelle ließ sich die erhöhte Nitratkonzentration selbst durch die Einbeziehung der zusätzlichen Datensätze nicht erklären. Folglich wurde die dort vorherrschende Standortsituation bei der Eingrenzung der Teilgebiete mit potenzieller Nitratgefährdung des Grundwassers nicht erfasst. Da eine Messstelle in dem vorliegenden Fall 5 % der Messstellen mit Nitratkonzentrationen $> 37,5$ mg/l ausmacht, wurde auf weitere Untersuchungen verzichtet. Diese wären dann, der Grundidee konzeptioneller Modelle folgend, Gegenstand der nächsten stufenweisen Verfeinerungen oder Modifikationen des konzeptionellen Modells.

In Abbildung 6 (rechts) sind die aus der GIS-Verschneidung resultierenden Teilflächen mit der höchsten potenziellen Grundwassergefährdung (landwirtschaftlich genutzte Flächen + sandige Böden + große Grundwasserflurabstände) innerhalb des Grundwasserkörpers Große Aue dargestellt. In Tabelle 2 ist zusammenfassend eine Übersicht über die im konzeptionellen Modell berücksichtigten Daten mit den jeweiligen Zwischenergebnissen zur Eingrenzung der gefährdeten Flächen dargestellt. Es zeigt sich, dass bereits mit wenigen und allgemein zugänglichen Daten eine gute Eingrenzung der als nitrataustragsgefährdeten Gebiete in der Untersuchungsregion Große Aue erreicht werden konnte.

4.2 Umfang von Maßnahmen zur Verminderung des Stickstoffbilanzüberschusses

Für die oben identifizierten Teilflächen mit hoher Austragsgefährdung (s. Tab. 2) wird in der zweiten Stufe des konzeptionellen Modells die erforderliche Verminderung des N-Eintrags abgeschätzt (s. Abb. 3). Ausgangspunkt ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser, die sich aus Flächeninformationen wie der Einstufung der Böden hinsichtlich ihres Nitratabbaupotenzials, Ergebnissen zur Sickerwasserhöhe sowie Ergebnissen zu diffusen N-Bilanzüberschüssen ableiten lässt. Diese Daten lagen für den Grundwasserkörper Große Aue vor und wurden im Rahmen des AGRUM-Projektes (KREINS et al. 2010) aus Datensätzen zur Sickerwasserhöhe und zu Stickstoffbilanzüberschüssen im Boden (vgl. WENDLAND et al. 2010) ermittelt.

In Abbildung 7 (links) wurde die nach Abbildung 3 berechnete Nitratkonzentration im Sickerwasser in den als gefährdet eingestuften Hotspot-Flächen dargestellt. Auf Basis der so ermittelten Nitratkonzentration im Sickerwasser wurden durch eine „Rückwärtsmodellierung“ die maximal tolerierbaren N-Überschüsse berechnet, die nicht überschritten werden dürfen, wenn eine Nitratkonzentration im Grundwasser von 50 mg/l nicht überschritten werden soll. Natürlich hätte diese Rückwärtsrechnung auch auf den Vorwarnwert im Grundwasser (37,5 mg/l) bezogen werden können. Hierauf wurde jedoch bewusst verzichtet, da es in den meisten Fällen in Deutschland darum geht, die EU-Grundwasser-Qualitätsnorm von 50 mg/l NO_3 einzuhalten.

Bezieht man das Bewirtschaftungsziel ($< 50 \text{ mg/l NO}_3$ im Sickerwasser) auf jede Elementarfläche der eingegrenzten gefährdeten Flächen, so ergibt sich das in Abbildung 7 (rechts) dargestellte Bild der notwendigen Nitratreduzierung. Für fast alle Teilflächen (Raster) der Hotspot-Gebiete des Grundwasserkörpers Große Aue wurde ein Minderungsbedarf ausgewiesen, der als Orientierungswert für das zu erbringende Reduzierungsniveau zu gelten hat. In vielen Bereichen liegt der erforderliche N-Minderungsbedarf in einem Bereich unter $40 \text{ kg/(ha} \cdot \text{a)}$. Wie die im LAWA-Maßnahmenkatalog (s. Tab. 1) ausgewiesenen Reduktionspotenziale zeigen, gibt es eine Reihe von Maßnahmen, mit denen diese N-Eintragsreduzierung erreicht werden kann. Für die Region Große Aue sind nach KREINS et al. (2010) vor allem Maßnahmen wie der vermehrte Anbau von Zwischenfrüchten, der Verzicht von Wirtschaftsdüngeraufbringung nach der Ernte sowie eine reduzierte Mineraldüngung von Getreide zielführend.

Für eine Reihe der in Abbildung 7 (rechts) dargestellten Flächen wurde ein N-Reduktionsbedarf über $40 \text{ kg N/(ha} \cdot \text{a)}$ oder mehr ausgewiesen. Dieser hohe Wert ist typisch für viele intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen, insbesondere in Regionen mit flächenunabhängiger Tierproduktion und entsprechend hohem Anfall an Wirtschaftsdünger. Vor dem Hintergrund der in Tabelle 1 ausgewiesenen Maßnahmen bzw. deren Potenzialen zur Reduktion von N-Emissionen (in der Regel nicht mehr als $40 \text{ kg N/(ha} \cdot \text{a)}$) ist die Wahrscheinlichkeit hoch, dass die Qualitätsziele für das Grundwasser dort nicht mit allen der gängigen Agrar-Umweltmaßnahmen (s. Tab. 1) erreicht werden können, sodass zusätzliche Maßnahmen zu entwickeln sind.

4.3 Verweilzeitenanalyse zur Bewertung der zeitlichen Effizienz von Maßnahmen

Der Zeitraum zwischen der Umsetzung einer Minderungsmaßnahme und deren Auswirkung auf den Zustand des Grundwassers wurde speziell für die 20 Messstellen mit Nitratgehalten über $37,5 \text{ mg/l}$ ermittelt. Dies erfolgte für den Anstrombereich jeder Messstelle. Durch Summation der Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden und in den Grundwasserdeckschichten (Abb. 8, links) sowie der Verweilzeiten des Grundwassers (Abb. 8, rechts) im Anstrombereich von Messstellen erhält man eine Angabe

Tabelle 2

Übersicht über die verwendeten Datengrundlagen und Modellergebnisse zur Ausweisung der Flächen mit potenzieller Grundwassergefährdung
Overview of the data sets and model runs for the identification of hotspot areas of potential nitrate pollution of groundwater

Gesamtfläche GWK verschnitten mit Daten zur:	Flächenanteil im GWK mit potenzieller Grundwassergefährdung	Anzahl der Messstellen $\geq 37,5 \text{ mg NO}_3/\text{l}$ im gefährdeten Gebiet
Landnutzung und Bodenart: landwirtschaftlich genutzte Flächen mit sandigen, wasserdurchlässigen Böden	74 %	12 von 20
Grundwasserdynamik: landwirtschaftlich genutzte Flächen mit sandigen, wasserdurchlässigen Böden im Anstrom des Brunnens	74 %	19 von 20
Grundwasserflurabstand: landwirtschaftlich genutzte Flächen mit sandigen, wasserdurchlässigen Böden im Anstrom des Brunnens und Grundwasserflurabstand $> 2 \text{ m}$	36 %	19 von 20
Geohydraulischer Gebietstyp: landwirtschaftlich genutzte Flächen mit sandigen, wasserdurchlässigen Böden im Anstrom des Brunnens, mit einem Grundwasserflurabstand $> 2 \text{ m}$ und aus einer Grundwasserneubildungsregion	28 %	19 von 20

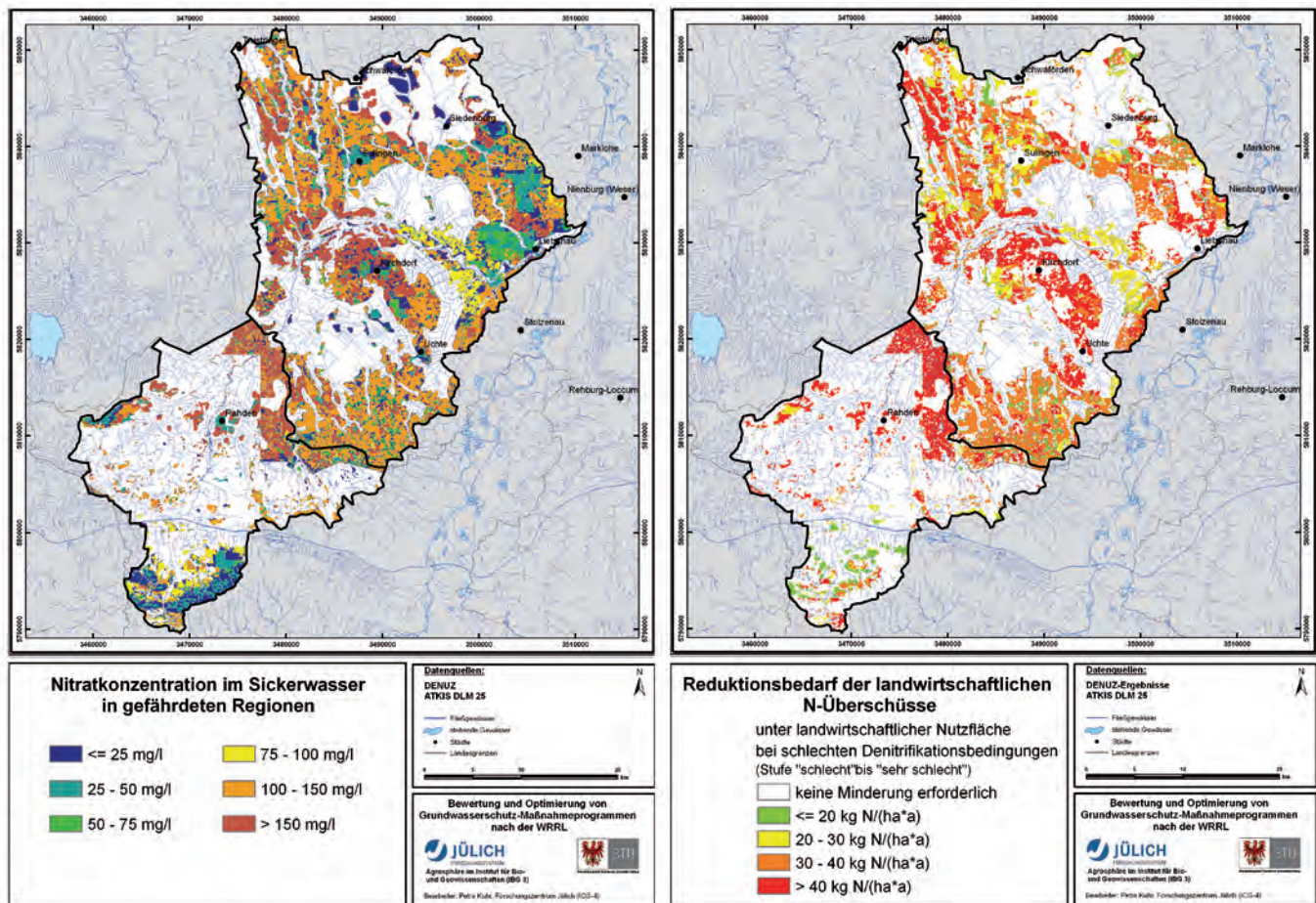


Abbildung 7

Notwendige Minderung der N-Überschüsse zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l bezogen auf jede Rasterzelle
Required additional reduction of excess nitrogen to achieve nitrate concentrations of 50 mg/l in the leachate; related to grid cells

über die Fließzeit, welche das in den Boden einsickernde nitrat-belastete Wasser von der Erdoberfläche bis in die Grundwasser-messstelle benötigt.

Die berechneten Sickerwasserverweilzeiten in der durchwurzelten Bodenzone sowie den Grundwasserdeckschichten (Abb. 8, links) überdecken einen Wertebereich von weniger als 5 Jahren bis über 20 Jahre. Vor allem in den Hochmooren der Großen Aue benötigt das Sickerwasser aufgrund der undurchlässigen Schichten im Untergrund z.T. mehr als 30 Jahre, um von der Erdoberfläche bis zur Grundwasseroberfläche zu gelangen. Jedoch trägt hier nur ein Bruchteil des in den Boden einsickernden Wassers zur Grundwassererneuerung bei. Der Großteil des Wassers wird hier über Drainagesysteme als Direktabfluss abgeführt (KUNKEL et al. 2008).

In Abbildung 8 (rechts) sind die Verweilzeiten des Grundwassers, d.h. der Zeitraum, innerhalb dem das Grundwasser vom Ort der Einsickerung in den Aquifer zur Messstelle gelangt, dargestellt. Im Mittel über alle Messstellen kann man von einer medianen Verweilzeit im Grundwasser von 13 Jahren ausgehen, bevor eine Messstelle erreicht wird. Je nach Größe des Anstrombereichs der Messstelle und Fließgeschwindigkeit des Grundwassers können dabei auch Verweilzeiten im Aquifer von bis zu 94 Jahren auftreten.

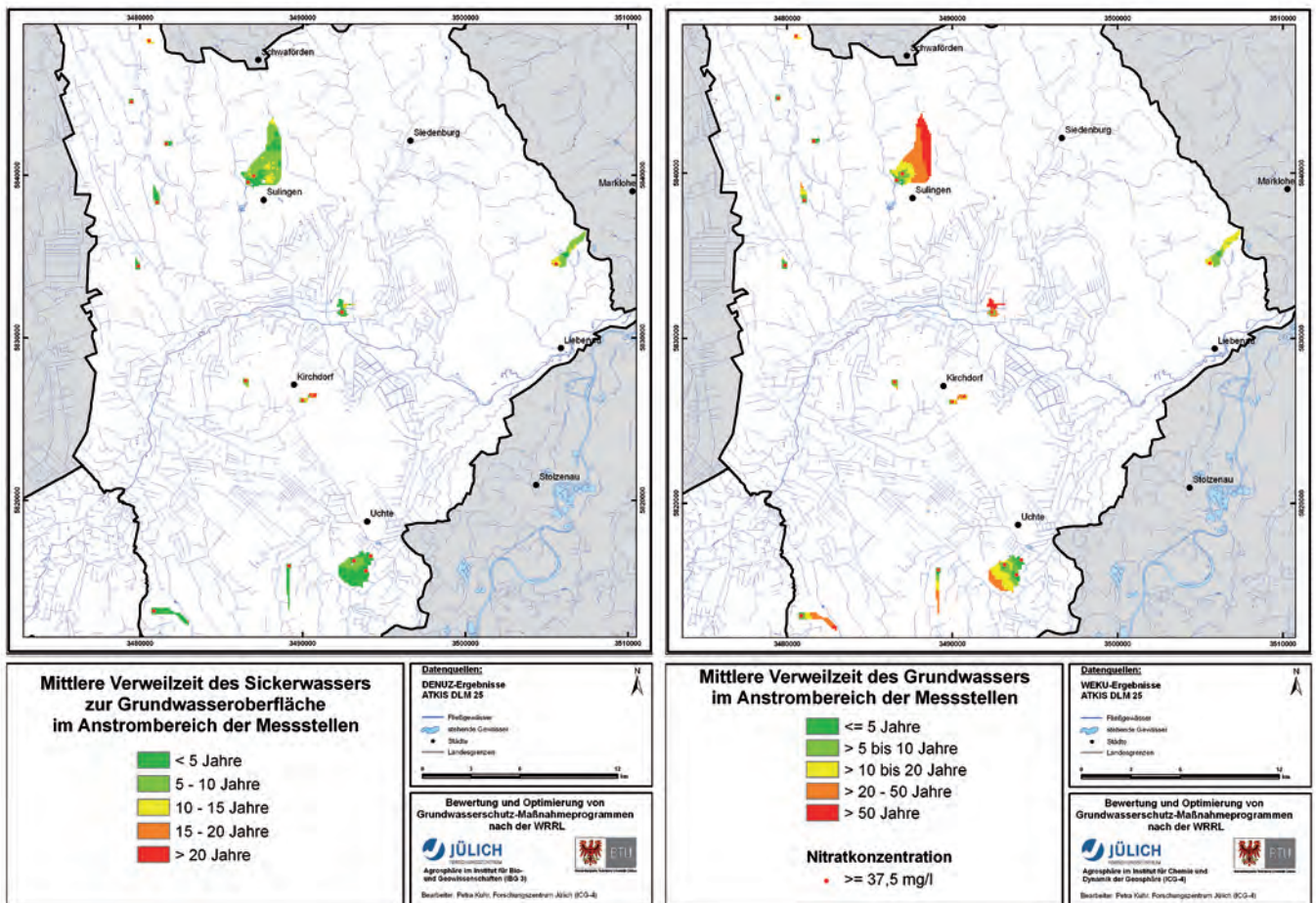
Im Mittel aller betrachteten 20 Grundwassermessstellen kann in der Untersuchungsregion von Gesamtverweilzeiten von etwa

15 Jahren ausgegangen werden. Aufgrund dieser relativ langen Verweilzeit besteht die Gefahr, dass vielfach bis 2015 der NO_3 -Schwellenwert überschritten werden wird, obwohl Maßnahmenprogramme eingeleitet worden sind. An einer Reihe von Messstellen wird es sogar bis 2027 noch Überschreitungen geben. Die berechneten Verweilzeiten zeigen hierbei die Größenordnung des Zeitraums auf, der berücksichtigt werden muss, um die Wirksamkeit von Grundwasserschutzmaßnahmen im Hinblick auf Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser beurteilen zu können.

5 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Im Rahmen eines UFO-Plan-Vorhabens wurde ein dreistufiges konzeptionelles hydro(geo)logisches Modell zur Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung diffuser Nitratbelastungen des Grundwassers entwickelt. Die Anwendbarkeit des konzeptionellen hydro(geo)logischen Modells wurde exemplarisch für den Grundwasserkörper Große Aue demonstriert, der von seiner naturräumlichen und landwirtschaftlichen Struktur her als stellvertretend für viele Grundwasserkörper im Norddeutschen Flachland mit Nitratproblemen gelten kann.

Die Implementierung der ersten Stufe hat für die Große Aue gezeigt, dass schon wenige, digital vorliegende Datengrundlagen (Landnutzung, Bodenart) bzw. relativ leicht ableitbare Parameter

**Abbildung 8**

Verweilzeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone (links) und des Grundwassers im oberen Aquifer (rechts)
Residence times of leachate in the unsaturated zone (left) and of groundwater in the upper aquifer (right)

(Flurabstand des Grundwassers, Fließrichtung des Grundwassers) ausreichen können, um Flächen mit potenziell hoher Nitratbelastung innerhalb eines Grundwasserkörpers hinreichend zu identifizieren. Im Untersuchungsgebiet Große Aue konnte auf diese Weise eine regionale Eingrenzung der Hotspot-Regionen auf 28 % der Gesamtfläche des Grundwasserkörpers erreicht werden. 19 von 20 Messstellen (95 %) mit erhöhten Nitratgehalten konnten über Nitratausträge aus diesen Flächen erklärt werden. Die ausgewiesenen Bereiche der Grundwasserkörper mit hoher potenzieller Belastung entsprechen gleichsam den Flächen, auf denen Maßnahmenprogramme zur Reduzierung der Nitratbelastung vorrangig umgesetzt werden müssten.

Für die Teilflächen mit hoher Austragsgefährdung wurde in der zweiten Stufe des konzeptionellen hydro(geo)logischen Modells eine Abschätzung des erforderlichen Minderungsbedarfs des landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzüberschusses zur Erreichung des Qualitätsziels von $< 50 \text{ mg/l NO}_3$ für das Grundwasser durchgeführt. Die hierzu erforderliche Startgröße ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser, die sich aus Flächeninformationen wie der Einstufung der Böden hinsichtlich ihres Nitratabaupotenzials sowie Modellergebnissen zur Sickerwasserhöhe und zu diffusen N-Bilanzüberschüssen ableiten lässt. Für weite Bereiche des Untersuchungsgebietes zeigte sich dabei im Mittel ein Minderungsbedarf zwischen 20 und $40 \text{ kg N/(ha} \cdot \text{a)}$, der ausreichen würde, um das Qualitätsziel zu erreichen. Sachgerechte,

gängige Agrar-Umweltmaßnahmen, die zu einer Verminderung der N-Bilanzüberschüsse in dieser Größenordnung führen, können gezielt aus einem Maßnahmenkatalog (KREINS et al. 2007) ausgewählt werden. Für die Teilflächen mit einem Minderungsbedarf von mehr als $40 \text{ kg N/(ha} \cdot \text{a)}$ ist jedoch die Wahrscheinlichkeit hoch, dass zusätzliche Maßnahmen zu entwickeln sind, um das Qualitätsziel für das Grundwasser zu erreichen.

In der 3. Stufe des konzeptionellen hydro(geo)logischen Modells wurde eine Abschätzung der zukünftigen Entwicklung des Grundwasserzustandes prognostiziert. Für jede Messstelle mit einer erhöhten Nitratkonzentration wurde hierzu eine Abschätzung der Zeitdauer zwischen der Umsetzung einer Minderungsmaßnahme und deren Auswirkung auf den Zustand des Grundwassers vorgenommen. Über analytische Berechnungsansätze wurden hierzu die Verweilzeiten des Sickerwassers im durchwurzelten Bodenbereich und in den Grundwasserdeckschichten sowie die Verweilzeiten des Grundwassers im Grundwasserleiter ermittelt. Die Parameter, die in diesem Zusammenhang zur Charakterisierung der Aufenthaltszeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone bzw. des Grundwassers im Aquifer benötigt werden (z.B. Durchlässigkeitsbeiwerte des Aquifers, Grundwassergleichnepläne), werden auch als Eingabeparameter von numerischen Grundwassermodellen verwendet. Die dritte Stufe des konzeptionellen Modells bereitet damit den Übergang vom konzeptionellen hydro(geo)logischen Modell zu einem nu-

merischen Grundwassermodell vor. Bei der Aufsummierung der Verweilzeiten ergaben sich im Untersuchungsgebiet Große Aue Verweilzeiten, die deutlich über sechs Jahren lagen. Dies lässt erwarten, dass der gute Zustand des Grundwassers bis zum Ende des ersten Bewirtschaftungszyklus nach EU-WFD (2000) im Jahr 2015 vermutlich nicht erreicht werden kann, da sich die Nitratgehalte in den Grundwassermessstellen trotz der schon eingeleiteten Stickstoff-Reduktionsmaßnahmen nicht ändern werden. Die ausgewiesenen Verweilzeiten sind ein wichtiges Argument, mit dem auch gegenüber der EU-Kommission begründet werden kann, dass das Qualitätsziel der EU-WRRL trotz Einleitung von Maßnahmen nicht erreicht werden konnte und deswegen eine Fristverlängerung erforderlich ist.

Das vorgestellte dreistufige konzeptionelle hydro(geo)logische Modell basiert derzeit auf aktuell verfügbaren Daten und Informationen des untersuchten Grundwasserkörpers. Der Grundidee konzeptioneller Modelle folgend, kann das hier vorgestellte Modell bei verbesserten Datengrundlagen oder neuen Erkenntnissen kontinuierlich (oder periodisch) verfeinert und parametrisiert werden, wodurch das Modell an Zuverlässigkeit gewinnen wird. Umgekehrt können Fehler und Unzulänglichkeiten sukzessive beseitigt werden. Dieses Vorgehen fügt sich gut an die unterschiedlichen Kenntnisstände an, die sich in den verschiedenen Phasen der Umsetzung der EU-WRRL ergeben.

Die Anwendbarkeit des dreistufigen, konzeptionellen hydro(geo)logischen Modells in Deutschland ist bereits gegenwärtig gewährleistet, da die erforderlichen Eingangsgrößen des Modells auf Bundesebene (z.B. BEHRENDT et al. 2003, HAD 2003) oder auf Länderebene bzw. auf der Ebene von Flusseinzugsgebieten (HALBFASS et al. 2009, KREINS et al. 2010, WENDLAND et al. 2011) zur Verfügung stehen. Im Zuge der Umsetzung der EU-WRRL werden die Daten über die hydrochemisch-hydrodynamische Charakteristik der Grundwasserkörper und die vorhandenen Informationen über (potenzielle) Belastungsquellen sukzessive vervollständigt und qualitativ verbessert. Auf diese Weise werden die Nitratbelastungen in einem Grundwasserkörper zunehmend transparenter und können über das konzeptionelle hydro(geo)logische Modell zunehmend zuverlässiger beschrieben und interpretiert werden.

Summary

A three-tier conceptual hydro(geo)logical model to evaluate the efficiency of measures for the reduction of the non-point nitrate contamination of groundwater was developed under a UFO-Plan Project. The applicability of the model was demonstrated at the example of the groundwater body Große Aue that can be taken as representative for many nitrate-threatened groundwater bodies in the North German Lowland because of its physiographic and agricultural structures.

The implementation of the first tier of the model in the Große Aue showed that rather few digitally available data (land use, soil type) or easily derivable parameters (depth of the groundwater table, direction of the groundwater flow) may suffice to identify within a groundwater body areas of high nitrate contamination potential (hotspots). Thus, in the study area Große Aue, 28 % of the total area of the groundwater body could be identified as hotspot regions. Out of 20 measuring sites, 19 (i.e. 95 %) with increased nitrate levels could be explained by nitrate leaching

from these areas. These areas, where the contamination potential is high, are consequently the areas where the implementation of measure for nitrate reduction should have priority.

In the second tier of the model, the reduction of N excesses in agriculture that is necessary to reach the quality target for groundwater of 50 mg/l NO_3 was assessed in areas where the risk of nitrogen leaching is high. The necessary initial information is the nitrate concentration in the leachate that can be derived from knowledge about the area, such as characterization of the soils regarding their potential for nitrate decomposition, as well as model outputs on volumes of leachate and excessive non-point nitrogen releases. Over wide parts of the study area it was found that a reduction of 20 to 40 kg N/(ha · a) would be needed to achieve the quality target. Suitable standard practices of environmental protection in agriculture that may achieve a reduction of excessive nitrogen in this order of magnitude can be selected from a catalogue of measures (KREINS et al. 2007). For hotspot areas, where the need for reduction goes beyond 40 kg N/(ha · a), there is a high probability that additional measures will have to be developed to reach the groundwater quality target.

The third tier of the conceptual hydro(geo)logical model predicts the future state of the groundwater. At each measuring site with increased nitrate concentrations, the time is estimated that elapses between the beginning of the nitrogen-reducing measure and the effect on the state of the groundwater. Analytical computation methods were used to determine the residence times of the leachate in the soil root-zone and in the groundwater-confining layers and the groundwater residence times in the aquifer itself. The parameters that are needed to describe the leachate residence times in the unsaturated zone and of groundwater in the aquifer, such as permeability coefficients of the aquifer and groundwater contour maps, are also necessary input parameters of numerical groundwater models. Thus, the third tier of the conceptual model prepares the shift towards numeric groundwater modelling. The cumulative residence times in the study area Große Aue are clearly longer than six years, so that the good chemical state of the groundwater will be probably not achieved until the year 2015 as demanded by the WFD (2000), because the nitrate levels in the groundwater will not change sufficiently despite the nitrogen-reducing measures taken. The residence times are an important argument to explain to the EU Commission that the WFD quality target will not be reached in time, although measures were introduced and that consequently a shift of the deadline will be necessary.

The described three-tier conceptual hydro(geo)logical model is at present based on available data and information about the examined groundwater body. Following the basic idea of conceptual models further, an improved data basis or new findings may allow fine-tuning and parameterizing the present model, so that its reliability will improve. Moreover, errors or drawbacks can thus be successively removed. Such an approach is well in line with improving knowledge that is coming up in the progressing phases of the WFD implementation.

Already today, the three-tier conceptual hydro(geo)logical model is applicable in Germany, since the required input data are available at national level (e.g. BEHRENDT et al. 2003, HAD 2003) or at the level of the Federal States or on the river-basin scale (HALBFAß et al. 2009, KREINS et al. 2010, WENDLAND et

al. 2011). In the course of the implementation of the WFD, data on the hydrochemical-hydrodynamic characteristics of groundwater bodies and information about (potential) contamination sources will be successively completed and improved in quality. Thus, the nitrate loads in groundwater bodies will become more and more transparent and can be ever better and more reliably described and interpreted by the conceptual hydro(geo)logical model.

Anschrift der Verfasser:

P. Kuhr
Dr. R. Kunkel
Prof. Dr. H. Vereecken
Dr. F. Wendland
Forschungszentrum Jülich
Institut für Bio- und Geowissenschaften, 52425 Jülich
p.kuhr@fz-juelich.de

Dipl.-Ing. P. Kreins
Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Ländliche Räume
Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Prof. Dr. H.-J. Voigt
BTU Cottbus, Lehrstuhl für Umweltgeologie
Erich-Weinert-Str. 1, 03046 Cottbus

R. Wolter
Umweltbundesamt Deutschland
Postfach 1406, 06813 Dessau-Roßlau

Literaturverzeichnis

- AHUJA, L.R., D.K. CASSEL, R.R. BRUCE & B.B. BARNES (1988): Evaluation of spatial distribution of hydraulic conductivity using effective porosity data. – *Soil Science* 148, 404–411
- BEAUDOIN, N., J.K. SAAD, C. VAN LAETHEM, J.M. MACHET, J. MAUCORPS & B. MARY (2005): Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* 111 (1–4), 292–310
- BEHRENDT, H., M. BACH, R. KUNKEL, D. OPITZ, W.-G. PAGENKOPF, G. SCHOLZ & F. WENDLAND (2003): Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens. – UBA-Texte 82, 201 S., Berlin
- BORCHARDT, D., R.-D. DÖRR, U. IRMER, H. JEKEL, B. KIRSCHBAUM, C. MATHAN, B. MEHLDORN, V. MOHAUPT, S. NAUMANN, J. RECHENBERG, S. RICHTER, T. STRATENWERTH, W. ROHRMOSER & R. WOLTER (2010): Die Wasserrahmenrichtlinie. Auf dem Weg zu guten Gewässern – Ergebnisse der Bewirtschaftungsplanung 2009 in Deutschland. – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Referat Öffentlichkeitsarbeit, Berlin, 76 S.
- BORCHARDT, D., U. BOSENIUS, R.-D. DÖRR, H.-P. EWENS, C. FRIEDL, U. IRMER, H. JEKEL, L. KEPNER, V. MOHAUPT, S. NAUMANN, G. RECHENBERG, J. RECHENBERG, S. RICHTER, W. ROHRMOSER, T. STRATENWERTH, J. WILLEKE & R. WOLTER (2005): Water Framework Directive – Summary of River Basin District Analysis 2004 in Germany. – Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU), Public Relations Division, Berlin, 67 pp.
- BÖTTCHER, J., O. STREBEL & M. DUYSNIVELD (1989): Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzungen im Grundwasser eines Lockergesteins-Aquifers. – *Geologisches Jahrbuch Reihe C*, 51, 1–40
- CIS (2007a): Guidance Document No.15: Guidance on Groundwater Monitoring. – Technical Report 2007 – 002
- CIS (2007b): Guidance Document No.17: Guidance on preventing or limiting direct and indirect inputs in the context of the Groundwater Directive 2006/118/EC. – Technical Report 2007 – 012
- CIS (2009): Guidance Document No.18: Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment. – Technical Report 2009 – 026
- CIS (2010): Guidance document No. 26 – Guidance on risk assessment and the use of conceptual models for groundwater. – Technical report 2010 – 042, European Commission, 71 S.
- DAHAN, O., D. MCGRAW, E. ADAR, G. POHLL, B. BAHM & J. THOMAS (2004): Multi-variable mixing cell model as a calibration and validation tool for hydrogeological groundwater modeling. – *Journal of Hydrology* 293, 115–136
- DOOGE, J.C.I. (1985): Hydrological modelling and the parametric formulation of hydrological processes on a large scale. – In: WCP-Publications Series no. 96, WMO Technical Document no. 43, Appendix C 1–20, WMO Geneva
- DOUGLAS, D.H. (1986): Experiments to Locate Ridges and Channels to Create a New Type of Digital Elevation Models. – *Cartographica* 23 (4), 29–61
- EU-WFD (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of the European Union of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. – *Off Journal European Communities*. L:327
- EU-GWD (2006): Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration. – *Off Journal European Communities*. L 327/19
- FRATERS, D., L.J.M. BOUMANS, G. VAN DRECHT, T. DE HAAN & W.D. DE HOOP (1998): Nitrogen monitoring in groundwater in the sandy regions of the Netherlands. – *Environmental Pollution* 102, 479–485
- GÄTH, S., F. ANTONY, K.W. BECKER, H. GERIES, H. HÖPER, C. KERSEBAUM & R. NIEDER (1997): Bewertung des standörtlichen Denitrifikations- und Mineralisations-/Immobilisations-Potentials von Böden. – *Mitteilung Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft* 85, 1373–1376
- GRAF, H. & W. SCHÄFER (2002): Simulation des Nitrattransports im Einzugsgebiet eines Wasserwerks. – *Grundwasser* 7 (4), 233–242
- GRUNDWASSERVERORDNUNG (2010): Verordnung zum Schutz des Grundwassers vom 9. November 2010 (BGBl. Nr. 59 vom 15.11.2010 S. 1513) Gl.-Nr. 753-13-2
- HAD (2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland. Lieferung 1–3 mit 51 Kartentafeln. – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn/Berlin, 2000/2001/2003

- HALBFAß, S., M. GEBEL, H. FRIESE, K. GRUNEWALD & M. MANNSFELD (2009): Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer. – Hrsg. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden (Nährstoffatlas Sachsen)
- HENNINGS, V. (Ed.) (2000): Methodendokumentation Bodenkunde: Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. – Geologisches Jahrbuch, Reihe G, Heft SG 1. – Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Hannover
- HERGESELL, M. (2003): GIS-based modelling of regional groundwater recharge in Hesse, Germany. – Hydrologie in Hessen, Bd. 1, 102 S., Wiesbaden
- HOFFMANN, B. (1987): Steuerungsstrategien bei der Grundwasserbewirtschaftung. – Zeitschrift deutsche geologische Gesellschaft 138, 249–259
- KINZELBACH, W. (1992): Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser. 2. Aufl. – Oldenburg Verlag, München/Wien
- KREINS, P., H. BEHRENDT, H. GÖMANN, U. HIRT, R. KUNKEL, K. SEIDEL, B. TETZLAFF & F. WENDLAND (2010): Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser. – Endbericht Forschungsprojekt AGRUM-Weser, Braunschweig, 308 S.
- KREINS, P., H. GOEMANN, S. HERRMANN, R. KUNKEL & F. WENDLAND (2007): Weser-Ems: Integrated agricultural and hydrological modelling within an intensive livestock region taking supra-regional manure transports into account. – In: Erickson, J., Messner, F. & Ring, I. (Hrsg.): Ecological Economics of Sustainable Watershed Management. – Advances in the Economics of Environmental Resources 7, 113–142, Elsevier
- KUHR, P., R. KUNKEL, F. WENDLAND, U. BARON & H.-J. VOIGT (2011): Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutz-Maßnahmenprogrammen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – UFOPLAN-Nr. 3707 28 200, UBA-FB 001412, 125 S.
- KUNKEL, R., H. BOGENA, B. TETZLAFF & F. WENDLAND (2006): Digitale Grundwasserneubildungskarte von Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Hamburg und Bremen: Erstellung und Auswertungsbeispiele. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 50, 212–219
- KUNKEL, R., M. EISELE, W. SCHÄFER, B. TETZLAFF & F. WENDLAND (2008): Planning and implementation of nitrogen reduction measures in catchment areas based on a determination and ranking of target areas. – Desalination 226, 1–12
- KUNKEL, R. & F. WENDLAND (1997): WEKU – A GIS-supported stochastic model of groundwater residence times in upper aquifers for the supraregional groundwater management. – Environmental Geology 30 (1–2), 1–9
- LBEG (2008): Diffuse Nitrat- und Phosphorbelastung. Ergebnisse der Bestandsaufnahme der EU-WRRL in Niedersachsen. – Geoberichte 2. Hannover
- LITTLEJOHN, C., S. NIXON, G. CASAZZA, C. FABIANI, G. PREMAZZI, P. HEINONEN, A. FERGUSON & P. POLLARD (2002): Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive, Water Framework Directive, Common Implementation Strategy. – Working Group 2.7 Monitoring, Final Draft 15. October 2002
- MANHENKE, V., E. REUTTER, A. LIMBERG, M. HUBSCHMANN, M. LÜCKSTEDT, B. NOMMENSEN, A. PETERS, W. SCHLIMM, R. TAUGS & H.-J. VOIGT (2001): Hydrostratigraphische Gliederung des nord- und mitteldeutschen känozoischen Lockergesteinsgebietes. – Zeitschrift für Angewandte Geologie 47 (3+4), 146–152
- MARK, D.M. (1984): Automatic Detection of Drainage Networks from Digital Elevation Models. – Cartographica 21 (2–3), 168–178
- MORRIS, D.G. & R.G. HEERDEGEN: (1988): Automatically derived catchment boundaries and channel networks and their hydrological applications. – Geomorphology 1 (2), 131–141
- MÜLLER, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. – Arbeitshefte Boden. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover
- MÜLLER, U. & F. RAISSI (2002): Arbeitshilfe für bodenkundliche Stellungnahmen und Gutachten im Rahmen der Grundwassernutzung. – Arbeitshefte Boden. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover
- MÜLLER-WOHLFEIL, D.I., B. PFÜTZNER, W. LAHMER & A. BECKER (1996): Flächendeckende Modellierung des Wasserhaushaltes für das Land Brandenburg mit Hilfe des mathematischen Simulationsmodells ARC/EGMO. – Proceedings of the 3. Magdeburger Gewässergüteseminar: Ökosystem Elbe – Zustand, Entwicklung und Nutzung
- O'CALLAGHAN, J.F. & D.M. MARK (1984): The Extraction of Drainage Networks from Digital Elevation Data. – Computer Vision, Graphics and Image Processing 28, 323–344
- PÄTSCH, M., W. WALTHER, T. REIMANN & M. PENNIG (2007): Umsatz von Stickstoff im Grundwasserleiter eines Wasserwerkes – Berücksichtigung bei der Modellierung des Transportes. – Wasserwirtschaft 5, 33–39
- POSTMA, D. & C. BOESEN (1991): Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: Water chemistry, reduction processes, and geochemical modeling. – Water resources research 27 (8), 2027–2045
- PUCKETT, L.J. & T.K. COWDERY (2002): Transport and fate of nitrate in a glacial outwash aquifer in relation to groundwater age, land use practices, and redox processes. – Journal of environmental quality 31, 782–796
- PFÜTZNER, B., B. KLÖCKING & F. HALBING (2008): Modellgestützte Ermittlung von Abflusskomponenten in Sachsen-Anhalt. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 2, 48–55
- STREBEL, O., W.H.M. DUYNISVELD & J. BÖTTCHER (1989): Nitrate pollution of groundwater in western Europe. – Agriculture, Ecosystems & Environment 26 (3–4), 189–214
- UHLIG, M., M. GEBEL, S. HALBFAß & R. LIEDL (2010): Mesoskalige Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratbelastung von Fließgewässern. – Grundwasser 15, 163–176
- VAN DER HEIJDE, P. (1985): Groundwater management: the use of numerical models. – Water resources monograph, volume 5, pp 180, American Geophysical Union. ISBN0875903142, 9780875903149

- VOIGT, H.-J. & J. RADSCHINSKI (2007): *Environmental Geology – Handbook of Field Methods and Case Studies, Conceptual Model.* – Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 963–1001
- WENDLAND, F., H. BEHRENDT, H. GÖMANN, U. HIRT, P. KREINS, U. KUHN, R. KUNKEL & B. TETZLAFF (2009): Determination of nitrogen reduction levels necessary to reach groundwater quality targets in large river basins: the Weser basin case study, Germany. – *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 85 (1), 63–78
- WENDLAND, F., H. BEHRENDT, U. HIRT, P. KREINS, U. KUHN, P. KUHR, R. KUNKEL & B. TETZLAFF (2010): Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen zur Reduktion der Stickstoffbelastung von Grundwasser und Oberflächengewässer in der Flussgebietseinheit Weser. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 4, 231–244
- WENDLAND, F., G. BERTHOLD, J.-G. FRITSCHKE, F. HERRMANN, R. KUNKEL, H.-J. VOIGT & H. VEREECKEN (2011): Konzeptionelles hydrogeologisches Modell zur Analyse und Bewertung von Verweilzeiten in Hessen. – *Grundwasser* 16, 163–176
- WENDLAND, F., A. BLUM, M. COETSIERS, R. GOROVA, J. GRIFFIOEN, J. GRIMA, K. HINSBY, R. KUNKEL, A. MARANDI, T. MELO, A. PANAGOPOULOS, H. PAUWELS, M. RUISI, P. TRAVERSA, J.S.A. VERMOOTEN & K. WALRAEVENS (2008): European aquifer typology: a practical framework for an overview of major groundwater composition at European scale. – *Environmental Geology* 55 (1), 77–85
- WENDLAND, F., R. KUNKEL & H.-J. VOIGT (2004): Assessment of groundwater residence times in the pore aquifers of the River Elbe Basin. – *Environmental Geology* 46 (1), 1–9
- WOLTER, R., J. BOEHME, J. ELBRACHT, H.-G. FRITSCHKE, J. GOENS, T. HIMMELSBACH, K.-H. HOHBERGER, U. HÖRMANN, M. HÜBSCHMANN, R. KATER, J. KRÖGER, B. LINDER, Ch. MAI, S. MARCZINEK, B. NOMMENSEN, B. PANTELEIT, M. PAWLITZKY, A. PETERS, W. PLAUAL, H. PLUM, H. SCHUSTER, B. SCHWERTFEGGER, W. STRUCKMEIER, R. TAUGS, B. WAGNER, T. WALTER, P. WINTER & G. WIRSING (2007): Empfehlung zur Gestaltung der Grundwasserüberwachung, Grundwassermonitoring zur Umsetzung der EU-Wasserrahmen-Richtlinie (WRRL) sowie der Grundwassertochter-Richtlinie (GWTR). – Ad hoc AG Hydrogeologie der Staatlichen Geologischen Dienste Deutschlands, unveröff. interner Bericht