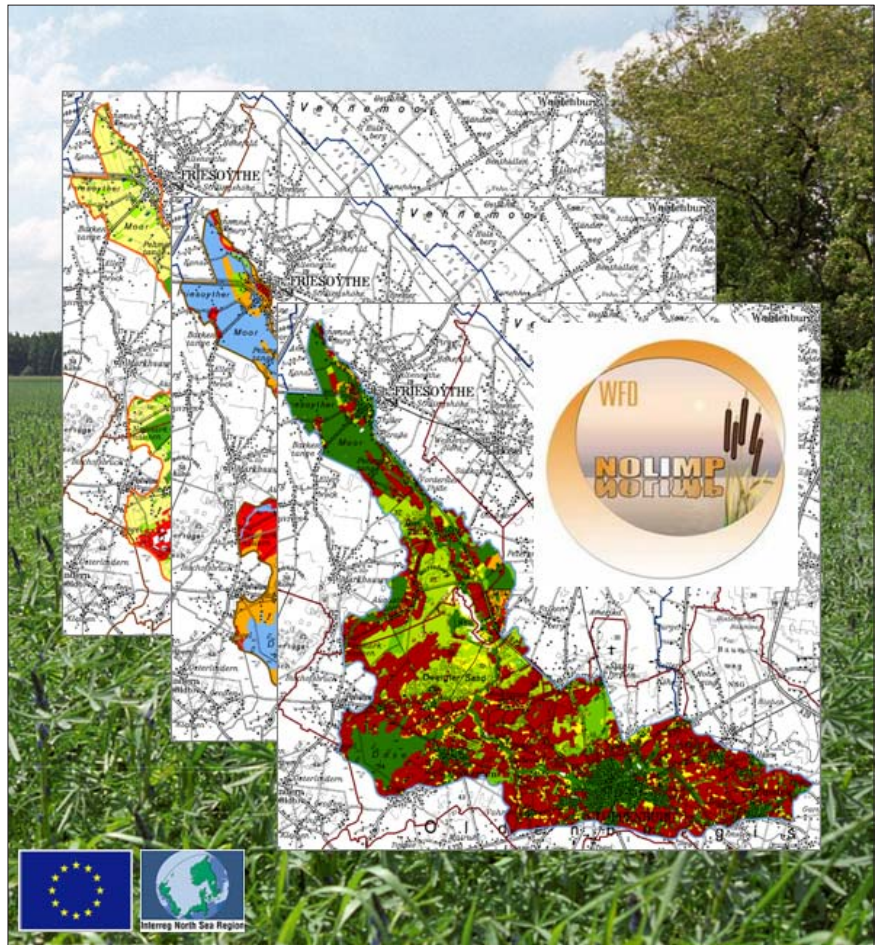


GeoBerichte 9



LANDESAMT FÜR
BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE



Nutzung bodenkundlich-
hydrogeologischer Informationen
zur Ausweisung von Zielgebieten
für den Grundwasserschutz

Ergebnisse eines Modellprojektes (NOLIMP)
zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie



Niedersachsen



GeoBerichte 9

Landesamt für
Bergbau, Energie und Geologie

Nutzung bodenkundlich- hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz

Ergebnisse eines Modellprojektes (NOLIMP)
zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie

STEFANIE WIENHAUS, HEINRICH HÖPER,
MICHAEL EISELE, HENNING MEESENBURG &
WALTER SCHÄFER

Hannover 2008

Impressum

Herausgeber: © Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
Stilleweg 2
30655 Hannover
Tel. (0511) 643-0
Fax (0511) 643-3667

Download unter www.lbeg.niedersachsen.de

Version: 27.05.2008

Redaktion: Ricarda Nettelmann
e-mail: bodenkundlicheberatung@lbeg.niedersachsen.de

ISSN 1864–7529

GeoBer.	9	S. 3 – 56	13 Abb.	5 Tab.	Anh.	Hannover 2008
---------	---	-----------	---------	--------	------	---------------

Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz

– Ergebnisse eines Modellprojektes (NOLIMP) zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie –

STEFANIE WIENHAUS, HEINRICH HÖPER, MICHAEL EISELE, HENNING MEESENBURG & WALTER SCHÄFER

Kurzfassung

Im Rahmen eines von der Europäischen Union teilfinanzierten Projektes wurde das Ziel verfolgt, einen Beitrag zur Umsetzung der EG-WRRL auf lokaler und regionaler Ebene zu leisten. An dem Projekt waren die Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK), der Oldenburgisch-Ostfriesische Wasserverband und das Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) beteiligt. Das LBEG hat ein Verfahren zur Ausweisung von Zielgebieten für Maßnahmen zur Minderung des Nitratreintrages in Grund- und Oberflächengewässer entwickelt und in einem Pilotgebiet getestet. Das Pilotgebiet liegt im Raum Weser-Ems, im Einzugsgebiet der Soeste. Um eine Entscheidungsgrundlage zur Ausweisung der Zielgebiete zu schaffen, wurde unter Berücksichtigung klimatischer und bodenkundlicher Faktoren ein Berechnungsmodell zur Ermittlung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser erarbeitet. Ausgangsinformationen für die Berechnung der Nitratkonzentration sind im Wesentlichen der Stickstoffüberschuss aus der Landwirtschaft, die Stickstoffdeposition, die Denitrifikation im Boden, der Gesamtabfluss und die Grundwasserneubildung.

Der Stickstoffüberschuss aus der Landwirtschaft wurde über eine Flächenbilanz auf Gemeindeebene ermittelt. Hier gingen Daten des Niedersächsischen Landesamtes für Statistik (NLS) sowie zwischen der LWK, dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) und dem LBEG abgestimmte Koeffizienten ein. Die Bestimmung der Deposition erfolgte nach GAUGER et al. (2002). Die Werte für die Staatsforsten wurden unter Einbezug der Baumart und des Bestandsalters regionalisiert (MEESENBURG et al. 2006). Die Denitrifikation wurde über ein Schätzverfahren nach GÄTH et al. (1997) hergeleitet, das durch HÖPER (2005) modifiziert wurde. Danach konnte jeder Fläche, in Abhängigkeit vom Bodentyp (BÜK 50) sowie vom Grund- und Stauwassereinfluss, eine Denitrifikationsstufe zugeordnet werden. Mit Hilfe von Feld- und Laboranalysen der Universität Göttingen wurde die Methode validiert und die Größenordnung der Vorhersage bestätigt. Unter Berücksichtigung der örtlichen Abflussverhältnisse, modelliert mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA98 (KUNKEL & WENDLAND 2002), wurde anschließend die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Abhängig vom Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss wurden Zonen ausgewiesen, in denen die berechnete potenzielle Nitratkonzentration den EU-Grenzwert von 50 mg NO₃/l überschreitet und deshalb Handlungsbedarf zur Reduzierung des Nitrataustrags besteht. Dabei wurde zwischen Zielgebieten zum Schutz des Grundwassers und Zielgebieten zum Schutz des Oberflächenwassers unterschieden.

Die aus der Emissionsberechnung abgeleitete potenzielle Nitratkonzentration konnte anhand der tatsächlich im oberflächennahen Grundwasser gemessenen Nitratkonzentration bestätigt und die Auswahl der Zielgebiete als richtig beurteilt werden. Mit dem entwickelten Verfahren können Effekte von Maßnahmen zum Grundwasserschutz ausgehend von der Emissionsberechnung abgeschätzt und Trends vorhergesagt werden. Unter der Voraussetzung, dass die benötigten Basisinformationen verfügbar sind, lässt sich dieses Berechnungsmodell auch auf andere Regionen übertragen.

Inhalt

	Abkürzungsverzeichnis	5
1	Veranlassung und Projektauftrag	6
2	Der Emissions-Immissionsansatz	6
3	Das Projektgebiet	8
3.1	Räumliche Lage	8
3.2	Landnutzung	8
3.3	Boden.....	8
3.4	Hydrogeologie.....	8
4	Landwirtschaftliche Stickstoffbilanzen	9
4.1	Methodenbeschreibung	9
4.2	Ergebnis	11
5	Deposition und N-Emission unter Wald	13
5.1	Vereinfachter Ansatz.....	13
5.2	Regionalisierte Deposition nach GAUGER et al.	13
6	Denitrifikation im Boden	15
6.1	Methodenbeschreibung	15
6.1.1	Ermittlung der Denitrifikation im Boden des Projektgebietes auf Grundlage der BÜK 50.....	15
6.1.2	Validierung der Methode	15
6.2	Ergebnis	18
7	Gesamtabfluss und Grundwasserneubildung	18
7.1	Methodenbeschreibung	18
7.2	Ergebnis	19
8	Potenzielle Nitratkonzentration	19
8.1	Methodenbeschreibung	19
8.1.1	Ermittlung der potenziellen Nitratkonzentration	19
8.1.2	N-Saldo-Korrektur	19
8.2	Ergebnis	22
9	Grundwasserqualität	22
9.1	Methodenbeschreibung	22
9.1.1	Langjährige Messreihen.....	22
9.1.2	Beprobung der Grundwasseroberfläche	23
9.1.3	Nitrattiefenprofile	23
9.2	Ergebnis	23
9.2.1	Langjährige Messreihen.....	23
9.2.2	Nitratgehalte an der Grundwasseroberfläche unter landwirtschaftlich genutzten Flächen	26
9.2.3	Nitratgehalte unter Forst	26
10	Ausweisung von Zielgebieten für Maßnahmen	27
10.1	Methodenbeschreibung	27
10.2	Ergebnis	27
10.3	Validierung	28
11	Literatur	30
12	Anhang	32

Abkürzungsverzeichnis

ATKIS DLM25/2	Digitales Landnutzungsmodell des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems, Version 2
BÜK 50	Bodenübersichtskarte im Maßstab 1 : 50 000
FAL	Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft
FZJ	Forschungszentrum Jülich, Jülich
GOK	Geländeoberkante
GÜK 200	Geologische Übersichtskarte im Maßstab 1 : 200 000
GÜN	Grundwasserüberwachungsnetz (betrieben durch den NLWKN)
GWM	Grundwassermessstelle
HÜK 200	Hydrogeologische Übersichtskarte im Maßstab 1 : 200 000
LWK	Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Oldenburg
NLS	Niedersächsisches Landesamt für Statistik, Hannover
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Hauptsitz Norden
OOWV	Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband, Oldenburg
PBK 200	Karte der potenziellen geologischen Barrieregesteine im Maßstab 1 : 200 000
TK 200	Topographische Karte im Maßstab 1 : 200 000
TVO	Trinkwasserverordnung
WRRL	EG-Wasserrahmenrichtlinie

1 Veranlassung und Projektauftrag

Das NOLIMP-Projekt (NORTH Sea regional and Local IMPLementation of the water framework directive) wurde vor dem Hintergrund der zum Jahr 2000 in Kraft getretenen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EU 2000) geplant und durchgeführt. Als gemeinschaftlicher Ordnungsrahmen der EU dient die WRRL dem Schutz aller Oberflächengewässer und des Grundwassers. Mit der Umsetzung der WRRL, zu der alle Bundesländer verpflichtet sind, wird das Erreichen vorgegebener Umweltziele angestrebt. Eines dieser Ziele besteht darin, dass für alle Grundwasserkörper bis 2015 der gute qualitative (chemische) Zustand erreicht wird. Als Bestandteil der Umsetzung der WRRL wurden 2004 alle niedersächsischen Grundwasserkörper einer Bestandsaufnahme unterzogen (NLFB et al. 2005). Im Anschluss daran fordert die WRRL die Planung eines Monitorings, um Abweichungen des chemischen Zustands im Grundwasser von den Zielvorgaben festzustellen. Basierend auf dieser Datengrundlage sollen später Maßnahmen zum Erreichen der Ziele getroffen werden.

In Niedersachsen stellt Nitrat das Hauptproblem beim Einhalten der gesetzlichen Forderungen nach WRRL dar. In weiten Bereichen des Landes liegt der Nitratgehalt im Grundwasser über dem Grenzwert von 50 mg/l. Zuzuführen sind die Nitratreinträge auf die diffusen Quellen der intensiven landwirtschaftlichen Flächennutzung in Niedersachsen. Die weit verbreiteten sandigen Böden der Altmoränenlandschaft bewirken einen raschen Austrag des Nitrats ins Grundwasser. Für das Ergreifen von effizienten Maßnahmen zur Reduktion der Nitratbelastung muss eine Planung erfolgen, bei der entsprechende Zielgebiete definiert werden.

Im Rahmen des NOLIMP-Projektes bestand die Aufgabe des LBEG darin, ein einfaches Modell zu entwickeln, das die Datengrundlage zum Abschätzen der N-Emission aus der ungesättigten Zone und der N-Austräge ins Grundwasser verbessert. Dieses als integriertes Monitoring bezeichnete Berechnungsverfahren soll zum einen als Entscheidungsgrundlage für das Ausweisen von Gebieten mit Handlungsbedarf dienen und darüber hinaus die Bewertung der Effekte von Maßnahmen ermöglichen. Das Modell wurde zunächst für

ein Einzugsgebiet entwickelt und soll später auch auf andere Regionen übertragen werden.

Das NOLIMP-Projekt ermöglichte einen Erfahrungsaustausch zwischen insgesamt sechs Ländern aus der Nordseeregion. Aus Deutschland beteiligten sich an diesem EG-Vorhaben die LWK, der OOWV und das LBEG. Unter niederländischer Führung (Province of Fryslan, Sector Rural Area and Environment) wurde das gesamte NOLIMP-Projekt in der Zeit von 2000–2006 durchgeführt, wobei das LBEG erst in der zweiten Finanzierungsphase 2004–2006 dazugekommen ist. Die Finanzierung erfolgte über die EU (European Regional Development Fund Interreg IIIB, Community Initiative concerning Transnational Cooperation on Spatial Development).

2 Der Emissions-Immissionsansatz

Ein wesentliches Ziel der Europäischen WRRL ist es, einen guten qualitativen Zustand der Grundwasserkörper zu erreichen. Die Grundwasserqualität kann über Grundwasserbeprobungen ermittelt werden. Eine Übertragung der punktuell gewonnenen Analysedaten in die Fläche erfordert die Kenntnis der Belastungsursache und der Entwicklung der Belastungssituation. In Hinsicht auf eine Maßnahmenplanung erfolgt in Niedersachsen die Beurteilung der Grundwasserbelastung durch Nitrat deshalb nicht nur über die Betrachtung der N-Immission, sondern insbesondere über die Erkundung der N-Emission.

Mit der N-Emissionsberechnung werden die Zusammenhänge der auf den Stickstoff einwirkenden Prozesse vom Eintrag in den Boden bis zum Ort der Emission, der sich am Übergang der ungesättigten Zone zum Grundwasser befindet, beobachtet. Die Erfassung der N-Emission führt nicht zu konkreten Aussagen über die Grundwasserqualität, sie ermöglicht aber, Trends zeitnäher zu erkennen bzw. vorauszusagen. Mit der N-Emission wird die Belastungssituation an der Bodenoberfläche ermittelt. Maßnahmen können so gezielt auf Gebieten mit einer hohen N-Emission zum Einsatz kommen. Auch zielen die Maßnahmen direkt auf eine Reduzierung der N-Emission ab.

Über die Emissionsberechnung lässt sich die potenzielle Auswirkung von Maßnahmen auf die Grundwasserqualität ermitteln. Diese Berechnungen setzen allerdings voraus, dass die Modellvorstellungen des Systems Boden-

Grundwasser stimmen und dass die Eingangs-
informationen in der geforderten Dichte und
Qualität vorliegen. Die Modellvorstellungen
werden im Folgenden erläutert.

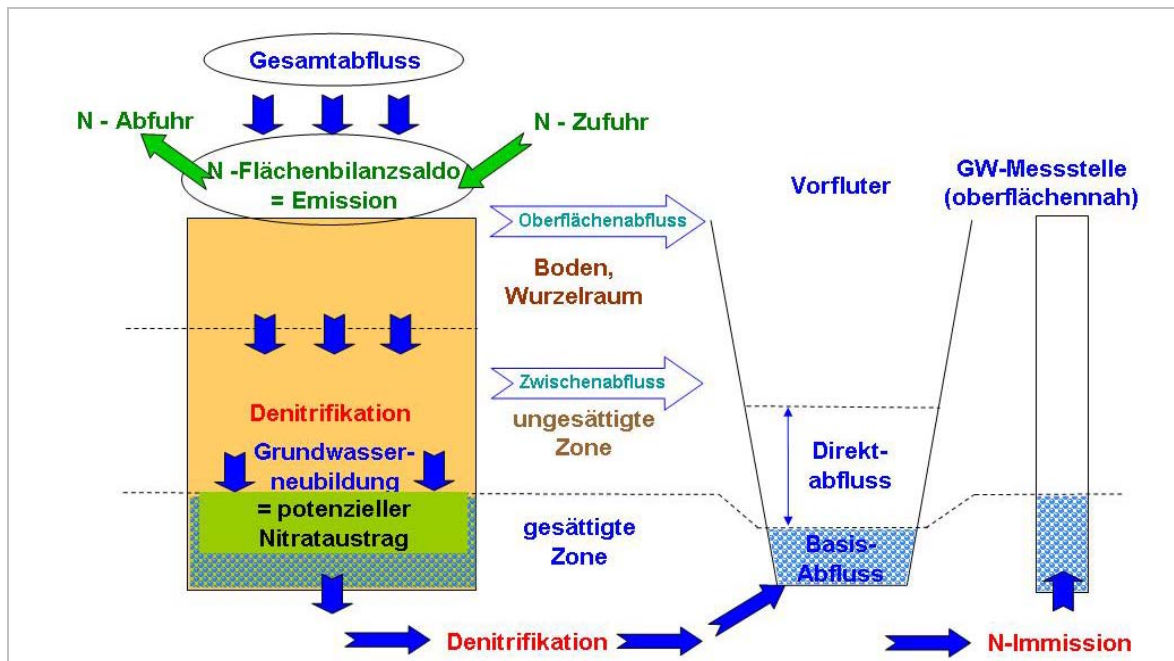


Abb. 1: Der Emissions-Immissionsansatz.

Der Emissions-Immissions-Ansatz beschreibt den Stickstoffeintrag in den Boden über diffuse Quellen (Abb. 1). Ein Teil der N-Zufuhr ist auf die atmosphärische N-Deposition zurückzuführen. Der weitaus größere Anteil stammt aus landwirtschaftlichen Düngemaßnahmen, wobei der Stickstoff in mineralischer oder organischer Form auf die Bodenoberfläche gelangt. Durch die Aufnahme in die Pflanze und die anschließende Ernte wird dem Boden ein Teil des Stickstoffs entzogen. Wenn die N-Zufuhr die N-Abfuhr übersteigt, verbleibt im Boden ein N-Überschuss. Es wird angenommen, dass sich die Prozesse der Mineralisation und Immobilisation, die in der ungesättigten Bodenzone vorübergehend N-Quellen und -Senken darstellen, bezogen auf die N-Emission neutral auswirken. Der Umfang der Netto-Mineralisation entspricht langfristig gesehen dem der Netto-Immobilisation, so dass die N-Bilanz unbeeinflusst bleibt. Im Gegensatz dazu spielt die N-Abnahme in Folge von Denitrifikation eine größere Rolle. Durch diesen Prozess wird Nitrat

zu gasförmigen Verbindungen umgebaut und entweicht aus dem System.

Die Menge an überschüssigem Nitrat, die nicht durch Denitrifikation abgebaut wird und der Verlagerung mit dem Sickerwasser unterliegt, wird als potenzieller Nitrataustrag bezeichnet. Voraussetzung für eine N-Emission ist eine positive Grundwasserneubildungsrate. Über die vom Boden ausgehende N-Emission wird die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser am Übergang von der ungesättigten in die gesättigte Zone ermittelt. Abweichungen zwischen der potenziellen (errechneten) und der tatsächlichen Nitratkonzentration in Grundwassermessstellen (GWM) können auf Umsetzungs- und Verdünnungsprozesse im Grundwasser zurückgeführt werden, die in das beschriebene Modell nicht einbezogen sind. Da der genaue Ort des Nitratabbaus und die Verweildauer des Grundwassers in den denitrifizierenden (z. B. Pyrit führenden) Schichten nicht bekannt sind, bleibt die Höhe des Denitri-

fikationspotenzials, das der Grundwasserleiter bietet, unberücksichtigt.

3 Das Projektgebiet

3.1 Räumliche Lage

Das Untersuchungsgebiet NOLIMP liegt in der Weser-Ems-Region im Landkreis Cloppenburg und erstreckt sich über die sechs Gemeinden Friesoythe, Molbergen, Garrel, Cloppenburg, Emstek und Lindern. Die Fläche beträgt 20 586 ha. Innerhalb des NOLIMP-Gebietes befindet sich die Thülsfelder Talsperre, die von der Soeste gespeist wird. Das Wassereinzugsgebiet Thülsfelde ist Teil des Projektgebietes (Anhang 1).

3.2 Landnutzung

Die Landnutzung wird flächendeckend nach dem Digitalen Landnutzungsmodell des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems, Version 2 (ATKIS DLM25/2) ausgewiesen (Anhang 2). Mit rund 51 % an der Gesamtfläche dominiert in diesem Gebiet die ackerbauliche Landnutzung. Die Grünlandnutzung macht mit 11 % an der Gesamtfläche einen deutlich geringeren Anteil aus. Größere Wald- und Forstflächen, die vorwiegend westlich der Thülsfelder Talsperre zu finden sind, etwa im Bereich von der Ortschaft Vordersten Thüle bis zur Landschaft Dwerger Sand, bilden einen Anteil von rund 21 %. Der Stadt Cloppenburg ist der größte Teil der Siedlungsfläche zuzuordnen. Insgesamt entfällt aber auf die Nutzungsart „Ortslage und Wohnbaufläche“ nur ein Anteil von etwa 5 %.

3.3 Boden

Als Informationsgrundlage für das Vorkommen der Bodentypen im Projektgebiet dient die Bodenübersichtskarte im Maßstab 1 : 50 000 (BÜK 50). Anhang 3 zeigt den Ausschnitt der BÜK 50 für das Projektgebiet. Im Norden sind großflächig Bodentypen mit Grundwassereinfluss zu finden, wie etwa Gley, Gley-Podsol

und Erd-Niedermoor. Ebenfalls ist im nördlichen Kartenausschnitt zu erkennen, dass sich in weiten Bereichen Erd-Hochmoore entwickeln konnten. Es handelt sich allerdings bei den meisten Moorstandorten, wie auch bei denen innerhalb der Projektgebietsgrenze, um landwirtschaftlich genutzte Tiefenumbruchböden.

Im Raum der Cloppenburger Geest kommen Böden vor, die sich weitestgehend unter grundwasserfernen Bedingungen entwickelt haben. Der Bereich zwischen der Thülsfelder Talsperre und der Ortschaft Dwerger ist von Podsolen und Pseudogley-Podsolen geprägt. Weiter Richtung Süden weisen die Böden verstärkt Verbraunungs- und Stauwassermerkmale auf. Hier ist ein bindigeres Ausgangsmaterial der Bodenbildung anzutreffen. In dieser Region dominiert der Bodentyp Pseudogley-Braunerde, im Bereich südöstlich von Cloppenburg die Pseudogley-Parabraunerde. Weniger großflächig ist der Norm-Pseudogley zu finden. Dieser wird zum Teil von Plaggenesch überlagert.

In der Flussniederung der Soeste haben sich Erd-Niedermoore und stellenweise auch Gleye entwickelt. Ein etwa 10 km² großes Erd-Hochmoor, die Molberger Dose, ist westlich von Molbergen entstanden und bildet die einzige Hochmoorfläche im Süden des Projektgebietes.

3.4 Hydrogeologie

Das NOLIMP-Projektgebiet liegt in der Altmoränenlandschaft, im Übergangsbereich von der Hunte-Leda-Moorniederung zur Cloppenburger und Sögeler Geest (Anhang 4). Der hydrogeologisch bedeutsame Anteil der Grundwasservorkommen befindet sich in den flächenhaft verbreiteten Lockergesteinen des Pleistozäns und Pliozäns. Im Niederungsbereich, in den der Norden des Projektgebietes fällt, beginnt die Schichtenabfolge an der Geländeoberfläche mit geringmächtigen holozänen und weichselzeitlichen Flugsanden und Dünen. Dagegen sind im Bereich der Cloppenburger Geest an der Geländeoberfläche hauptsächlich Schichten aus Geschiebemergel und -lehm zu finden. Weiter westlich, im Gebiet der Sögeler Geest, sind diese glazialen Deckschichten zum Teil vollständig abgetragen. Hier stehen als Oberstes die im ganzen norddeutschen Raum

verbreiteten, gut durchlässigen Schmelzwassersande und -kiese aus der Saale-Kaltzeit an, die von elsterzeitlichen Schmelzwasserablagerungen unterlagert werden. Die Gesamtmächtigkeit der quartärzeitlichen Ablagerungen beträgt im Projektgebiet ca. 20–50 m. Im Allgemeinen handelt es sich dabei um einen zusammenhängenden Aquifer, in dem nur vereinzelt Linsen aus Beckenablagerungen, wie dem Lauenburger Ton, vorkommen. Der quartäre Grundwasserleiter schließt im Liegenden an pliozäne, überwiegend feinsandige Sedimente an. Da keine stockwerkstrennenden Schichten anzutreffen sind, erreicht der gesamte plio-pleistozäne Grundwasserleiter eine mittlere Mächtigkeit von 50–100 m.

Anhang 5 enthält die Karte des Schutzpotenzials der Grundwasserüberdeckung. Sie ist abgeleitet aus der Karte der potenziellen geologischen Barrieregesteine (PBK 200), die wiederum auf der Geologischen Übersichtskarte 1 : 200 000 (GÜK 200) basiert. Es wird deutlich, dass der größte Teil der Projektgebietsfläche nördlich der Ortschaften Molbergen und Resthausen sowie im Bereich der Molberger Dose und entlang der Soeste nur ein geringes Schutzpotenzial der Grundwasserüberdeckung aufweist. Die gut durchlässigen Schichten aus sandigem Material schützen das Grundwasser eher schlecht vor Verunreinigung. Im Gegensatz dazu stellen die bindigeren Schichten aus Geschiebemergel und -lehm, wie sie etwa bei Molbergen und Cloppenburg vorkommen, einen bedeutenden Schutz für das Grundwasser im tieferen Aquifer dar.

Die Lage der Grundwasseroberfläche, bezogen auf Meter ü. NN, wird im Anhang 6 dargestellt. Diese Karte ist abgeleitet aus der Hydrogeologischen Übersichtskarte 1 : 200 000 (HÜK 200) und zeigt die Fläche zwischen zwei Isohypsen, die Höhenunterschiede von 5 m markieren. Die Grundwasserfließrichtung beschreibt zunächst eine Ost-West-Bewegung im Süden des Projektgebietes. Etwa bei Molbergen lässt sich eine Richtungsänderung in der Grundwasserströmung erkennen. Ab dort fließt das Grundwasser in Richtung Norden. Während die Grundwasseroberfläche zwischen Emstek und Molbergen von 45 m ü. NN auf 30 m ü. NN herabsinkt, liegt der Grundwasserspiegel bei Friesoythe bei nur noch 5 m ü. NN.

Zur überblicksartigen Darstellung der Mächtigkeit der ungesättigten Zone im NOLIMP-Gebiet dient die Karte des Grundwasserflurabstands

(Anhang 7). Die Daten basieren auf der Topographischen Karte 1 : 200 000 (TK 200), der HÜK 200 und der BÜK 50. Die BÜK 50 dient als Datengrundlage für Bereiche mit Flurabständen < 2 m, die in der weniger detaillierten Darstellung der HÜK 200 nicht berücksichtigt werden. Die Mächtigkeit der ungesättigten Zone auf den Moorstandorten im nördlichen Teil des Projektgebietes beträgt zwischen 0 und 20 dm. Diese Verhältnisse sind ebenso im Bereich der Molberger Dose und der Flussniederung der Soeste zu beobachten. Im Bereich der Ortschaft Mittelsten Thüle sowie am Barenberg und in weiten Teilen des südlichen Untersuchungsraums liegt die Grundwasseroberfläche meistens bei einem Flurabstand zwischen 50 und 100 dm.

4 Landwirtschaftliche Stickstoffbilanzen

4.1 Methodenbeschreibung

Die Stickstoffbilanzen dienen als Maß für die landwirtschaftliche N-Emission. Die Berechnung der N-Salden für alle niedersächsischen Gemeinden erfolgte durch die Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) im Rahmen des Projektes „Integriertes Monitoring des chemischen Zustands des Grundwassers“ und basiert auf den Agrarstatistikdaten der Jahre 1999 und 2003. Die Modellrechnung zur potenziellen Nitratkonzentration beruht allerdings ausschließlich auf den Ergebnissen der N-Flächenbilanz für das Jahr 2003.

Die Ausführung der Bilanzrechnung erfolgte in Anlehnung an die Methodenbeschreibung zur Bestandaufnahme der Grundwasserkörper nach WRRL (NLF et al. 2005) und wird in SCHMIDT et al. (2007) detailliert dokumentiert.

Für die Erhebung der Agrarstrukturdaten ist das Niedersächsische Landesamt für Statistik (NLS) verantwortlich. Diese Erhebung umfasst Ernteerträge und Anbauflächen der landwirtschaftlichen Kulturen, Tierzahlen sowie qualitative Angaben zum Wirtschaftsdüngereinsatz. Die Strukturdaten der niedersächsischen Landwirtschaft werden betriebssitzbezogen erhoben und sind auf Gemeindeebene nur für den projektinternen Gebrauch verfügbar. Ertragsinfor-

mationen liegen nur auf Landkreisebene vor und werden unverändert auf die jeweiligen Gemeinden übertragen. Darüber hinaus wurden tierartspezifische Koeffizienten zu Nährstoffausscheidungen und Ammoniakverlusten sowie fruchtartspezifische Koeffizienten zu Nährstoffgehalten und legumer Stickstoffbindung verwendet. Diese Koeffizienten wurden in erster Linie von der LWK zur Verfügung gestellt. Weitere Koeffizienten wurden in einem Arbeitskreis, bestehend aus Vertretern der FAL, der LWK und des LBEG, abgestimmt.

Die Berechnung des N-Flächenbilanzsaldos beschränkt sich auf die Stoffflüsse innerhalb des Agrarsektors und berücksichtigt nicht die Einflussgrößen Deposition und Denitrifikation, auf die aber im weiteren Verlauf der Charakterisierung des Projektgebietes eingegangen wird (Kap. 5 und 6).

Die N-Flächenbilanz wird wie folgt ermittelt:

N-Bilanzüberschuss =

- tierische N-Ausscheidungen abzüglich Ammoniakverluste,
- + Mineraldünger abzüglich Ammoniakverluste,
- + Sekundärrohstoffdünger (Klärschlamm, Kompost, aus dem Ausland importierte organische Düngemittel),
- + legume N-Bindung abzüglich Ammoniakverluste,
- +/- Gülle und Festmist – Im- und Export,
- + Abfuhr von Marktfruchtprodukten und Grundfutter.

Auf Gemeindeebene ergibt sich zunächst für alle landwirtschaftlich genutzten Flächen jeweils ein Wert. Der N-Anfall einer Gemeinde ist die Summe der Einsatzmengen von Wirtschafts-, Mineral- und Sekundärrohstoffdünger, der N-Bindung durch Leguminosen und der Menge an Import-Wirtschaftsdünger. Zusammen mit den Ammoniak(NH₃)-Verlusten und den Mengen an Export-Wirtschaftsdünger steht die N-Abfuhr über die pflanzlichen Produkte der gesamten N-Zufuhr gegenüber.

Der Wirtschaftsdüngereinsatz ergibt sich aus der Menge an tierischen N-Ausscheidungen unter Berücksichtigung der Milchleistung von Milchkühen. Im Anhang 8 ist dazu der tierartspezifische N-Anfall pro Kopf bzw. Stallplatz und Jahr aufgelistet.

Ist das Aufkommen an Wirtschaftsdünger in einer Gemeinde größer als die zulässige Höchstmenge nach Düngeverordnung (BMVEL 1996b), wird der Überschuss an Wirtschaftsdünger auf die Gemeinden verteilt, die nicht zwingend exportieren müssen und in denen, laut Agrarstatistik, importierende Betriebe gemeldet sind. Die zugelassene Höchstmenge beträgt auf Ackerland 170 kg N pro ha. Bei Grünland liegt die Höchstgrenze zum Ausbringen von Wirtschaftsdünger mit 210 kg N pro ha etwas höher, da der nutzungsbedingte N-Rückhalt im Boden höher ist.

Im Stallbereich, bei der Lagerung sowie bei der Ausbringung auf dem Feld entstehen Ammoniakverluste. Bei der Berechnung der N-Salden wird der in Ammoniak umgewandelte Stickstoff über tierartspezifische Faktoren vom N-Anfall abgezogen. Mit dem Anrechnen der N-Menge aus der atmosphärischen Deposition (Kap. 5.1) werden die Ammoniakverluste in den Stickstoffkreislauf wieder aufgenommen. Die tierartbezogenen Faktoren der gasförmigen N-Verluste sind als Summenwerte dem Anhang 8 zu entnehmen.

Bei der Ermittlung der N-Abfuhr wird zwischen Marktfrüchten und Grundfutter unterschieden. Für Marktfrüchte berechnet sich die N-Abfuhr aus der Menge an geernteter Biomasse, der Anbaufläche und fruchtartspezifischen Koeffizienten zum N-Gehalt im Erntegut (Anhang 9). Im Unterschied zu den Marktfrüchten wird die N-Abfuhr von Grundfutterflächen über den Bedarf an Grundfutter geschätzt. Es werden Bedarfswerte auf Gemeindeebene in Abhängigkeit von der gegebenen Agrarstruktur (Tierzahlen, Leistung und Kraftfuttereinsatz) und abgeleiteten Koeffizienten aus Buchführungsdaten errechnet (SCHMIDT et al. 2007). Die Werte liegen durchschnittlich bei 150 kg pro ha und Jahr.

Über die von der Pflanzenproduktion abhängige N-Abfuhr wird zusammen mit der N-Zufuhr durch Wirtschaftsdüngereinsatz und der legumen N-Bindung der Mineraldüngereinsatz berechnet. Da die Mineraldüngereinsatzmengen statistisch nur auf Landesebene vorliegen, müssen sie für die Gemeinden empirisch ermittelt werden. Dabei wird, abweichend von der Schätzung nach BACH & FREDE (2002), ein anderer Ansatz verfolgt, der sich an der Düngepraxis orientiert (SCHMIDT et al. 2007).

Aus dem Ausland importierte organische Düngemittel (im Wesentlichen Hühnertrockenkot aus den Niederlanden) sowie Kompost- und Klärschlamm zählen zu den Sekundärrohstoffdüngern. Der nur auf Landesebene statistisch erhobene Einsatz von Sekundärrohstoffdüngern wird für die Gemeinden über das Verhältnis der Ackerfläche auf Gemeindeebene zu der gesamten Ackerfläche Niedersachsens berechnet.

Eine weitere Komponente der N-Zufuhr bei der landwirtschaftlichen Stickstoffbilanz ist die N-Bindung durch Leguminosen. Für die Anbauflächen von Hülsenfrüchten, Klee gras, Luzerne sowie bei Grünland wird der Stickstoffeintrag in den Boden durch symbiotische N₂-Fixierung nach Musterverwaltungsvorschrift (BMVEL 1996a) geschätzt (Anhang 9).

4.2 Ergebnis

Die Ergebnisse der N-Bilanzierung auf Gemeindeebene sind den folgenden vier Tabellen zu entnehmen. Der Flächenbilanz-Saldo bezieht sich auf einen Hektar landwirtschaftlich genutzte Fläche (ha LF), abzüglich der stillgelegten Fläche. In den Tabellen 1 und 2 sind die Komponenten der N-Zufuhr und N-Abfuhr für das Jahr 2003 aufgelistet. Einen Vergleich dieser Werte mit den Ergebnissen für das Jahr 1999 erlauben die Tabellen 3 und 4.

Tab. 1: Landwirtschaftliche N-Zufuhr (Jahr 2003).

NOLIMP-Gemeinde		N-Zufuhr					Summe N-Zufuhr
Nr.	Name	Mineral-dünger	Wirtschafts-dünger	Legume N-Bindung	SeRo-Dünger ¹	N-Import	
		[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]
453004	Cloppenburg	90	238	4	5	2	339
453005	Emstek	89	309	3	0	0	401
453007	Friesoythe	88	205	5	5	2	305
453008	Garrel	84	353	3	0	0	440
453010	Lindern	94	219	6	5	7	331
453012	Molbergen	93	225	4	6	1	329

¹ Sekundärrohstoffdünger (Kompost, Klärschlamm, importierte organische Düngemittel)

Tab. 2: Landwirtschaftliche N-Abfuhr und N-Flächenbilanzsaldo (Jahr 2003).

NOLIMP-Gemeinde		N-Abfuhr			N-Flächenbilanzsaldo	LF (ohne Stilllegungsflächen)
Nr.	Name	pflanzliche Produkte	Gasverluste	N-Export		
		[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]
453004	Cloppenburg	125	85	0	129	4917
453005	Emstek	117	115	52	117	6622
453007	Friesoythe	119	77	0	110	16499
453008	Garrel	118	130	82	109	8980
453010	Lindern	131	73	0	126	4720
453012	Molbergen	122	81	0	126	5774

Tab. 3: Landwirtschaftliche N-Zufuhr (Jahr 1999).

NOLIMP-Gemeinde		N-Zufuhr					Summe N-Zufuhr
Nr.	Name	Mineral-dünger	Wirtschafts-dünger	Legume N-Bindung	SeRo-Dünger ¹	N-Import	
		[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]
453004	Cloppenburg	92	218	4	6	3	323
453005	Emstek	97	299	3	0	0	399
453007	Friesoythe	91	197	7	5	0	300
453008	Garrel	85	320	3	0	0	408
453010	Lindern	92	202	6	5	6	311
453012	Molbergen	92	214	4	6	0	316

¹ Sekundärrohstoffdünger (Kompost, Klärschlamm, importierte organische Düngemittel)

Tab. 4: Landwirtschaftliche N-Abfuhr und N-Flächenbilanzsaldo (Jahr 1999).

NOLIMP-Gemeinde		N-Abfuhr			N-Flächenbilanzsaldo	LF (ohne Stilllegungsflächen)
Nr.	Name	pflanzliche Produkte	Gasverluste	N-Export		
		[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]	[kg N/ha/a]
453004	Cloppenburg	125	77	0	120	5005
453005	Emstek	124	111	45	120	6893
453007	Friesoythe	124	73	0	103	17137
453008	Garrel	122	118	57	110	9193
453010	Lindern	128	68	0	116	4765
453012	Molbergen	127	74	0	115	5956

Bei allen sechs Gemeinden des NOLIMP-Projektgebietes fallen die N-Flächenbilanzsalde der Jahre 1999 und 2003 positiv aus, was einen N-Überschuss bedeutet. Die N-Salden sind in den beiden Vergleichsjahren etwa gleich hoch. Sie differieren in den jeweiligen Gemeinden lediglich um 1–11 kg N/ha/a. Die Summe der N-Zufuhren hat zwischen 1999 und 2003 leicht abgenommen. Trotzdem liegen die N-Salden in beiden Untersuchungsjahren über 100 kg N/ha/a. Mit einem N-Überschuss von rund 129 kg N/ha/a im Jahr 2003 weist die Gemeinde Cloppenburg den insgesamt höchsten N-Saldo auf.

5 Deposition und N-Emission unter Wald

5.1 Vereinfachter Ansatz

Die Deposition von atmosphärischem Stickstoff ist abhängig von der Nutzung einer Fläche. Aufgrund des Auskämmeffektes von Bäumen ist unter Forst mit den höchsten N-Einträgen aus der Luft zu rechnen. Solche N-Einträge betragen zwischen 30–60 kg N/ha/a. Den Einträgen aus der Luft ist die Stickstoffaufnahme durch den Bestand gegenüberzustellen. Pauschal wird in einem vereinfachten Verfahren die N-Emission bei Forstflächen mit einem Netto-Betrag von 30 kg N/ha/a angesetzt. Bei Offenland wird für die N-Deposition ein Wert von 15 kg N/ha/a angenommen. Beide Werte, 30 kg N/ha/a für Forstflächen und 15 kg N/ha/a für Offenland, fließen unterschiedlich in die Berechnung der potenziellen Nitratkonzentration ein (Kap. 8). Bei Forstflächen und nicht landwirtschaftlich genutzten Offenlandflächen entspricht der Wert von 30 bzw. 15 kg N/ha/a dem N-Saldo (N-Zufuhr abzüglich N-Abfuhr). Bei landwirtschaftlichen Nutzflächen werden 15 kg N/ha/a als eine Größe der N-Zufuhr verwendet. Anhang 10 zeigt die Karte der depositionsbedingten Stickstoffeintragsraten auf Grundlage von ATKIS DLM25/2 für das NOLIMP-Projektgebiet.

5.2 Regionalisierte Deposition nach GAUGER et al.

Auf Grundlage der Depositionsmessnetze der Bundesländer und weiterer Messstellen haben GAUGER et al. (2002) eine Abschätzung der Stickstoffeinträge aus der Luft über die nasse und die trockene Deposition einschließlich der Einträge gasförmigen Ammoniaks für die Jahre 1990 bis 1999 vorgenommen. Die Einträge wurden sowohl regional wie auch nach Landnutzungsklassen (Siedlungsfläche, Offenland, Laubwald, Nadelwald, Mischwald und offene Wasserfläche) differenziert. Von MEESENBURG et al. (2006) wurde eine weitere Differenzierung der Stickstoffeinträge in Waldstandorte mit Hilfe von Forsteinrichtungsdaten aus den Landesforsten vorgenommen. Die Autoren disaggregierten für Waldbestände die trockene Deposition nach GAUGER et al. (2002) mit Hilfe von Regressionsmodellen. Mit den Eingangsgrößen „Bestandestyp“ und „Baumhöhe“ wurden für diejenigen staatlichen Forstflächen im Projektgebiet, für die diese Parameter vorliegen, flächendifferenzierte Stickstoffeintragsraten ermittelt. Im Projektgebiet wurde im Laubwald eine mittlere Deposition von 60 kg N/ha/a ermittelt (Anhang 11). Die maximale flächenbezogene N-Deposition liegt im Projektgebiet bei 82,9 kg N/ha/a.

Der Stickstoffdeposition wurde im Rahmen des NOLIMP-Projektes, flächendifferenziert nach Alter der Bestände, ein Stickstoffentzug durch den Bestand und durch die Streuauflage gegenübergestellt. Hier wurde angenommen, dass junge Bestände (bis 30 Jahre alt) 20 kg N, mittelalte Bestände (bis 50 Jahre alt) 15 kg N und alte Bestände (über 50 Jahre alt) 10 kg N/ha/a dem Boden entziehen. Daraus ergeben sich die im Anhang 12 dargestellten Stickstoffemissionen in Waldbeständen, die in Tabelle 5 als gemittelte Werte aufgeführt sind.

Tab. 5: Mittlere N-Deposition nach MEESENBURG et al. (2006), N-Entzug und N-Überschuss unter Wald im NOLIMP-Projektgebiet für das Jahr 1999.

Waldtyp	Alter [Jahre]	N-Deposition [kg N/(ha*a)]	N-Entzug [kg N/(ha*a)]	N-Überschuss [kg N/(ha*a)]
Laubwald	≤ 30	48	20	28
	> 30 bis ≤ 50	50	15	35
	> 50	58	10	48
Nadelwald	≤ 30	57	20	37
	> 30 bis ≤ 50	60	15	45
	> 50	61	10	51
Mischwald	≤ 30	56	20	36
	> 30 bis ≤ 50	60	15	45
	> 50	63	10	53

Die über den Ansatz von MEESENBURG et al. (2006) und die getroffenen Annahmen zum N-Entzug im Bestand ermittelten N-Emissionen unter Forst wurden anhand der Ergebnisse von Tiefbohrungen im Projektgebiet überprüft (vgl. auch Kap. 9.1.3). Für insgesamt 18 Tiefbohrungen unter Forst wurden Vorräte an mineralischem Stickstoff im Bereich oberhalb des Grundwassers zwischen 0,6 und max. 10 m

Tiefe ermittelt. Unter der Annahme einer jährlichen Verlagerungstrecke von 1,7 m, die sich aus einer mittleren Grundwasserneubildung von 300 mm/a und einer Feldkapazität von 18 mm/dm bei den Bodenarten fSms oder mSfs ergibt, wurden mittlere jährliche Frachten errechnet (Abb. 2). Die Frachten wurden nach Bestandesalter und Bestandesart differenziert.

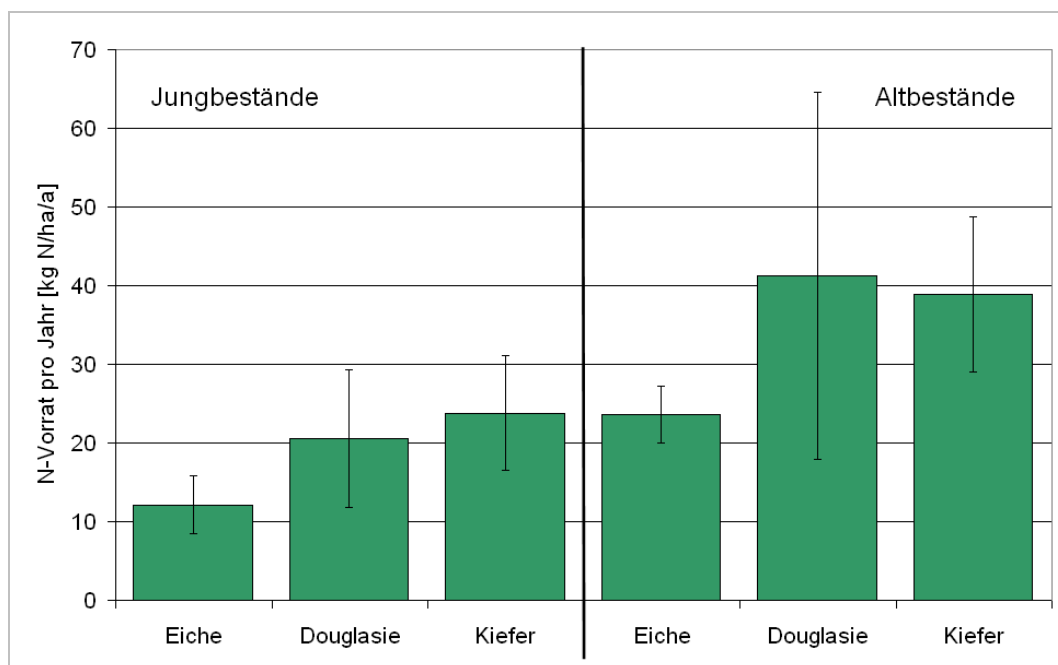


Abb. 2: N-Vorräte in der jährlichen Verlagerungstrecke (1,7 m) unter Forstbeständen unterschiedlicher Baumart und unterschiedlichen Alters, ermittelt anhand von 18 Tiefbohrungen 2004 und 2005.

Wie Abbildung 2 zeigt, bestätigen die Tiefbohrungen, dass unter Jungbeständen und unter Laubwald generell geringere Einträge anzutreffen sind, als unter Altbeständen und unter Nadelwald. Allerdings liegen die an den Tiefenprofilen gemessenen Werte (Abb. 2) etwa um 10 bis 15 kg N/ha/a unter den errechneten (Tab. 5). Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass entweder die Deposition um diesen Betrag geringer ausfällt oder dass die Entzüge durch die Bestände höher sind, als angenommen.

Im Gesamtmittel aller Standorte bestätigen die Stickstofftiefenprofile unter Wald eine N-Emission unter Forst von 30 kg N/ha/a, die im vereinfachten Ansatz (Kap. 5.1) verwendet worden ist.

6 Denitrifikation im Boden

6.1 Methodenbeschreibung

6.1.1 Ermittlung der Denitrifikation im Boden des Projektgebietes auf Grundlage der BÜK 50

Die Denitrifikationsleistung von Böden in der Tiefe von 0–2 m u. GOK wurde auf Grundlage der BÜK 50 geschätzt. Angelehnt an GÄTH et al. (1997) und modifiziert von HÖPER (2005) wird jedem Bodentyp, in Abhängigkeit vom Grund- bzw. Stauwassereinfluss, eine Denitrifikationsstufe mit einer mittleren, jährlichen Rate zugeordnet (Anhang 13). Um das Verfahren möglichst einfach zu halten, wurden Krume und Unterboden nicht getrennt, sondern als eine Schicht bewertet.

Insgesamt gibt es fünf Denitrifikationsstufen, die durch mittlere Denitrifikationsraten von 5, 20, 40, 60 und 100 kg N/ha/a (in torfhaltigen Substraten bei hohem Grundwasserstand 150 kg N/ha/a) gekennzeichnet sind. Die niedrigsten Denitrifikationsraten weisen gering humose Standorte auf, bei denen ganzjährig eine Wassersättigung des Bodenkörpers ausgeschlossen wird. Mit Zunahme des Humusgehalts oder durch das Auftreten von temporärer Nässe bei Grund- oder Stauwassereinfluss steigt das Denitrifikationspotenzial der Böden. Die zweite Denitrifikationsstufe steht für eine

mittlere Denitrifikationsrate von 20 kg N/ha/a. Für einige Bodentypen aus der ersten Denitrifikationsstufe gilt, dass sie der zweiten Stufe zuzuordnen sind, wenn mittlere bis starke Gley- bzw. Pseudogleymerkmale vorkommen.

Grundsätzlich ist mit den höchsten Denitrifikationsraten zu rechnen, sobald Grundwasser in humus- oder schwefelhaltigen Bodenschichten steht. Bei der Denitrifikationsstufe 5 (> 150 kg N/ha/a) kann die Denitrifikationsrate bis 3 000 kg N/ha/a betragen. Nach WELL et al. (1999, 2005) sind solche Raten vor allem in Niedermooren und humusreichen Böden zu finden, bei denen die Grundwasseroberfläche ganzjährig bei ≤ 6 dm u. GOK im Torfkörper ansteht.

Da bei der Denitrifikation organische Substanz in wassergesättigten Bodenschichten abgebaut wird, ist vor allem für mineralische Horizonte anzunehmen, dass die Denitrifikationsrate im Laufe der Jahrzehnte und Jahrhunderte abnimmt. Auch Grundwasserabsenkungen können die Denitrifikationsleistung in der Bodenzone eines Standortes deutlich herabsetzen.

6.1.2 Validierung der Methode

Validierung anhand von Laboruntersuchungen

Durch die Universität Göttingen wurden Bodenuntersuchungen zum Nachweis des denitrifikativen Nitratabbaus an 29 Ackerstandorten durchgeführt (WELL 2006). Dafür wurden Proben aus der unteren ungesättigten und der oberen gesättigten Zone grundwasserbeeinflusster Böden (Tiefumbruchböden aus Hochmoor, Gleye, z. T. mit Niedermoorauflage, und Gley-Podsole) auf Nitrat, Ammonium, Sulfat, organischen Kohlenstoff, Gesamtstickstoff und Denitrifikationskapazität untersucht. Die Denitrifikationskapazität wird im Labor ermittelt und ist ein Maß für die maximal zu erwartende Rate der Denitrifikation unter strikt anaeroben Bedingungen bei Nitratüberschuss und bei 25 °C. Die Ergebnisse lassen sich nicht direkt auf Feldbedingungen übertragen.

Es wurde, ausgehend von den Laboruntersuchungen, eine bestmögliche Schätzung der Denitrifikation im Felde vorgenommen (vgl. WELL 2006). Dazu wurde das mittlere Verhältnis zwischen Denitrifikationskapazität der oberen gesättigten Zone (Labor) und der Nitrat-

minderung (Feld) für die 29 untersuchten Standorte ermittelt. Die Nitratminderung ist die Differenz zwischen dem Nitratgehalt in der ungesättigten und den oberen Dezimetern der gesättigten Bodenzone. Die Schätzwerte wurden über die bodenartabhängige Verweilzeit in

der betrachteten Schicht der gesättigten Zone auf Jahreswerte hochgerechnet. In Abbildung 3 sind diese Schätzwerte den Werten gegenübergestellt, die sich aus der auf der BÜK 50 basierten Methode ergeben.

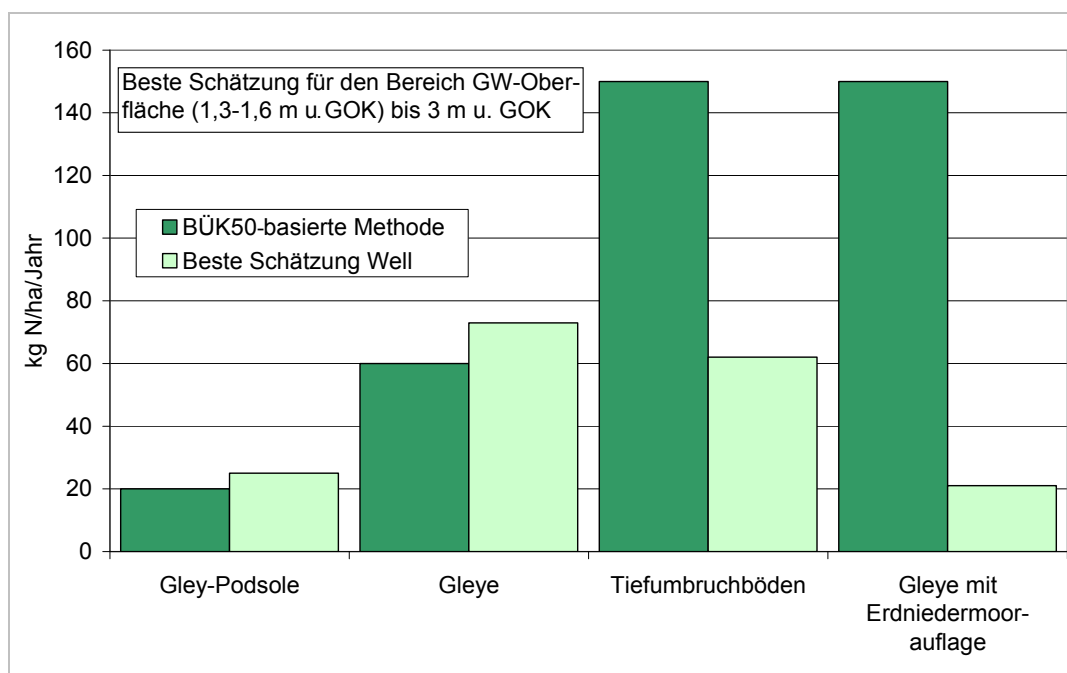


Abb. 3: Aus der BÜK 50 abgeleitete Denitrifikationsstufen (BÜK 50-basierte Methode) und aus den Laboruntersuchungen der Denitrifikationskapazität abgeleitete Jahresraten der Denitrifikation (Beste Schätzung WELL) in der gesättigten Zone der von WELL (2006) untersuchten grundwasserbeeinflussten Böden.

Für Gleye und Gley-Podsole zeigt sich eine relativ gute Übereinstimmung. Dagegen wird bei den Tiefumbruchböden und bei den Gleyen mit Erdniedermoorauflage eine deutliche Abweichung festgestellt. Als Ursache kann zum einen eine Überschätzung der Denitrifikation auf diesen Standorten durch die BÜK 50-basierte Methode angenommen werden. Zum anderen ist aber auch eine Unterschätzung der Denitrifikation bei der Ableitung über die Messung der Denitrifikationskapazität möglich. Diese wurde in der Regel in den gesättigten, meist sandigen und humusarmen Horizonten gemessen.

Auf den Moorböden ist jedoch zu erwarten, dass auch in den ungesättigten, humus- bzw. torfreichen Schichten günstige Bedingungen für Denitrifikation auftreten können, die mit dem gewählten Ansatz nicht erfasst wurden. Somit ist anzunehmen, dass in der Nieder-

moorauflage und im Bereich der Torflagen der Sandmischkulturen erhebliche Mengen an Nitrat denitrifiziert werden können.

Validierung über Frachtbetrachtungen

Es wurde ein zweiter Ansatz zur Validierung der BÜK 50-basierten Methode gewählt. Über die von WELL (2006) gemessene mittlere Nitratkonzentration in der gesättigten Zone (bis in 2 m unter Grundwasseroberfläche) und den Gesamtabfluss (Kap. 7.2) wurde die N-Jahresfracht berechnet. Aus der Differenz zwischen dem jährlichen N-Überschuss (N-Flächenbilanzsaldo, s. Kap. 4.2) und der N-Jahresfracht wurde die jährliche Denitrifikation eines Standortes abgeschätzt.

Für die von WELL untersuchten 29 Standorte werden nach der BÜK 50-basierten Methode drei Klassen der Denitrifikation ausgewiesen: 20, 60 und 150 kg N/ha/a (Abb. 4). Diesen wird die aus der Differenz zwischen jährlichem N-Überschuss und jährlicher N-Fracht im oberen Grundwasser ermittelte Denitrifikation in einem Boxplot gegenübergestellt.

Auf Standorten, für die nach BÜK 50 eine Denitrifikation von 20 kg N/ha/a vorhergesagt wird, wurde im Median eine Differenz zwischen N-Überschuss und N-Fracht in der oberen gesättigten Zone von 39 kg N/ha/a beobachtet. Unteres und oberes Quartil lagen bei 0 bzw. 49 kg N/ha/a. Bei den Standorten handelt es sich im Wesentlichen um Gley-Podsole. Diese Standorte weisen eine starke Streuung hinsichtlich ihrer denitrifikativen Bedingungen (Wasserhaushalt, Kohlenstoffgehalte in der gesättigten Zone) auf. Die anhand der BÜK 50 vorgenommene Schätzung ist nicht zu hoch und kann, um eine Überschätzung auf einigen Standorten mit geringem Potenzial zu vermeiden, beibehalten werden.

Auf Standorten mit einer nach BÜK 50 vorhergesagten Denitrifikation von 60 kg N/ha/a wird im Median eine Differenz zwischen N-Über-

schuss und N-Fracht von 85 kg N/ha/a beobachtet. Unteres und oberes Quartil liegen bei 78 bzw. 92 kg N/ha/a. Die Einstufung dieser Standorte durch die BÜK 50-basierte Methode wird damit generell bestätigt. Allerdings fallen in diese Klasse lediglich zwei Gleyböden. Auf den Standorten, für die besonders hohe Denitrifikationsraten in Höhe von 150 kg vorhergesagt werden, werden im Median eine Differenz von 100 sowie untere und obere Quartile von 89 bzw. 104 kg N/ha/a beobachtet. Bei der Bewertung der Differenz zwischen geschätztem (150 kg N/ha/a) und beobachtetem (100 kg N/ha/a) Wert für die Denitrifikation muss berücksichtigt werden, dass die beobachtete Denitrifikation in keinem Fall höher sein kann, als der N-Bilanzüberschuss. Dieser liegt in der betroffenen Gemeinde Friesoythe bei 110 kg N/ha/a. Der Nitratabbau ist folglich annähernd vollständig, wobei im Median eine geringe Restkonzentration von 10 kg N/ha/a im oberflächennahen Grundwasser verbleibt. Dies entspricht einer mittleren Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser von 17 mg NO₃/l.

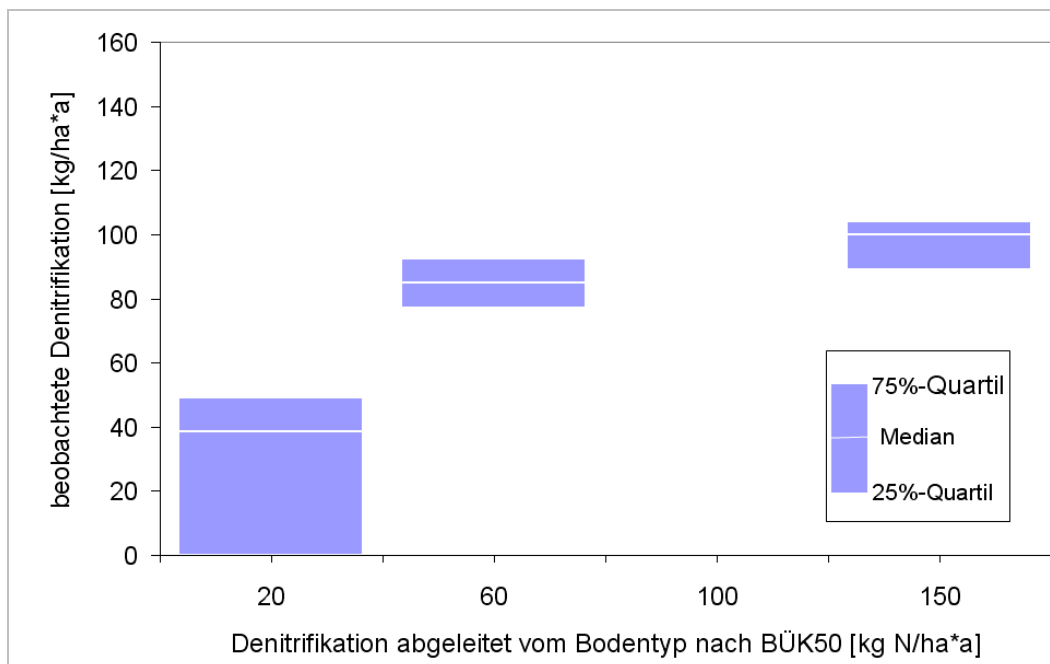


Abb. 4: Beobachtete Denitrifikation, ermittelt aus der Differenz zwischen dem jährlichen N-Überschuss und der jährlichen N-Fracht im oberen Grundwasser (WELL 2006), Werte gruppiert nach bodentypabhängigen Denitrifikationsstufen.

6.2 Ergebnis

Die Karte des Denitrifikationspotenzials der Böden im NOLIMP-Gebiet ist als Anhang 14 beigelegt. Im Norden des Projektgebietes, wo großflächig Tiefumbruchböden vorkommen (Anhang 3), sind sehr hohe Denitrifikationsraten zu erwarten. Gleich hohe Denitrifikationsraten werden für das Erd-Hochmoor westlich von der Ortschaft Molbergen sowie für die vererdeten Niedermoore entlang der Soeste angenommen. Bei den genannten Bereichen handelt es sich um Standorte, die das ganze Jahr über eine hohe Bodenfeuchtigkeit aufweisen und zusätzlich Torfhorizonte führen, wodurch der natürliche Abbau von Nitrat stark gefördert wird.

Die nächstkleinere Stufe des Nitratabbauvermögens ist im Projektgebiet auf den Gley-Standorten mit 60 kg N/ha/a zu finden. Insgesamt nehmen die Flächen mit dem Bodentyp Gley nur einen geringen Teil der Gesamtfläche ein und sind hauptsächlich im Bereich der Ortschaft Petersfeld zu finden. Südöstlich der Stadt Cloppenburg, wo sich Pseudogley-Parabraunerden entwickelt haben, beträgt die mittlere Denitrifikationsrate 40 kg N/ha/a. In Hinblick auf die gesamte Fläche des Projektgebietes ist jedoch die zweite Denitrifikationsstufe (20 kg N/ha/a) am stärksten vertreten. Diese umfasst Bodentypen wie Pseudogley, Pseudogley-Braunerde, Pseudogley-Parabraunerde und Gley-Podsol, die überwiegend im Süden des betrachteten Raumes verbreitet sind.

Das geringste Denitrifikationspotenzial, welches der Stufe 1 (= 5 kg N/ha/a) entspricht, ist bei Böden im mittleren Teil des Untersuchungsgebietes, ungefähr zwischen den Ortschaften Dwertge, Resthausen und Mittelsten Thüle zu beobachten. In dieser Region sind die Bodentypen Podsol und Podsol-Braunerde stark verbreitet, die aufgrund der geringen Humusgehalte und des ganzjährigen Ausschlusses einer Wassersättigung über ein nur geringes Nitratabbauvermögen verfügen.

7 Gesamtabfluss und Grundwasserneubildung

7.1 Methodenbeschreibung

Der Gesamtabfluss wurde vom Forschungszentrum Jülich (FZJ) mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA98 für das ganze Bundesland Niedersachsen ermittelt. Die hydrometeorologischen Ausgangsdaten dieser Berechnung sind im Wesentlichen der mittlere Niederschlag, die mittlere potenzielle Verdunstung und der mittlere kapillare Aufstieg des Grundwassers. Diese Daten sind landnutzungsbezogene langjährige Mittelwerte, die für die hydrologische Periode 1961–1990 berechnet wurden. Weitere Eingangsgrößen sind die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums, der Versiegelungsgrad, die Hangexposition und die Hangneigung. Das Modell berechnet zunächst landnutzungsbezogen die aktuelle Verdunstung. Anschließend wird der Gesamtabfluss aus der Differenz von Niederschlag und aktueller (realer) Verdunstung gebildet. Negative Werte werden auf Null gesetzt. Anhang 15 zeigt eine Karte des positiven Gesamtabflusses als Rasterkarte mit Rasterflächen in der Größe von 100 x 100 m.

Im zweiten Schritt des Modells wird der Gesamtabfluss in Direkt- und Basisabfluss aufgeteilt. Der Direktabfluss ergibt sich aus der Summe aller Abflusskomponenten, die einem Vorfluter zufließen, ohne in den Grundwasserbereich einzutreten. Dagegen ist der Basisabfluss der in den Boden infiltrierte Teil des Niederschlags, der den Grundwasserraum erreicht. Als grundwasserbürtiger Abfluss entspricht der Basisabfluss der Grundwasserneubildung.

Unter Einbezug der naturräumlichen Gegebenheiten, wie Hangneigung, Grund- und Stauwassereinfluss, lässt sich mit dem GROWA98-Modell der relative Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss berechnen. Anhang 16 zeigt das Ergebnis dieser Berechnung für das Projektgebiet. Bereiche, in denen mehr als 50 % des Gesamtabflusses in die Grundwasserneubildung eingehen, werden als Grundwasserneubildungsgebiete bezeichnet. Der andere Teil des Gesamtabflusses gelangt als Direktabfluss in Oberflächengewässer bzw. in Moorflächen.

7.2 Ergebnis

Anhang 15 zeigt die Karte des positiven Gesamtabflusses für das NOLIMP-Gebiet. In weiten Bereichen des Projektgebietes, überwiegend unter ackerbaulicher Landnutzung (Anhang 2), beträgt der mittlere positive Gesamtabfluss 300–400 mm/a. Auf Forst- und Grünlandflächen, die vorwiegend westlich der Thülsfelder Talsperre, im Bereich zwischen der Ortschaft Vordersten Thüle bis zur Landschaft Dwerger Sand zu finden sind, ist der Gesamtabfluss geringer und liegt häufig zwischen 200–300 mm/a. Bedingt durch den stärkeren Aufwuchs weisen diese Flächen höhere Evapotranspirationsraten auf.

Im Bereich der Molberger Dose sowie abschnittsweise am Ufer der Soeste beträgt der positive Gesamtabfluss nur 100–200 mm/a, stellenweise auch weniger als 50 mm/a. Die höchsten positiven Abflussraten sind in den Siedlungsgebieten zu erwarten. Diese Tatsache ist auf den hohen Versiegelungsgrad und den dadurch begünstigten Abfluss zurückzuführen.

Es ist zu beobachten, dass die Grundwasserneubildungsrate in Gebieten mit geringerer Mächtigkeit der ungesättigten Zone oft niedriger ausfällt, als in Bereichen mit oberflächenfernen Grundwasserständen. Dem entsprechend zeigen die Moor- und Gleystandorte im nördlichen Projektgebiet sowie kleinflächige Gebiete östlich von Cloppenburg oder entlang der Soeste im Vergleich zu den Geestflächen eine geringere Grundwasserneubildungsrate. Das oberflächennah anstehende Grundwasser wirkt der Versickerung des positiv gerichteten Abflusses und somit der Grundwasserneubildung entgegen. Wie Anhang 16 zeigt, liegt der Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss bei den Niederungsflächen überwiegend zwischen 35–50 %, hingegen im Bereich der Cloppener Geest zwischen 80–100 %.

8 Potenzielle Nitratkonzentration

8.1 Methodenbeschreibung

8.1.1 Ermittlung der potenziellen Nitratkonzentration

In die Berechnung der potenziellen Nitratkonzentration fließen der N-Überschuss aus der Landwirtschaft (Kap. 4.2), die atmosphärische N-Deposition nach dem vereinfachten Ansatz (Kap. 5.1), das Denitrifikationspotenzial des Bodens, basierend auf der BÜK 50 (Kap. 6.2) und der Gesamtabfluss (Kap. 7.2) ein. Die berechneten N-Flächenbilanzsalden werden den nach ATKIS DLM25/2 ausgewiesenen landwirtschaftlich genutzten Flächen zugewiesen. Durch Addition der atmosphärischen Deposition ergibt sich die Gesamtemission einer Bodenfläche. Da das Austragspotenzial bei Grünland geringer ist, als bei Ackerland, wird die Summe der N-Zufuhr bei Grünlandflächen mit einem empirisch ermittelten Korrekturfaktor von 0,43 multipliziert (Kap. 8.1.2). Anschließend wird durch Abzug der Denitrifikationsleistung des Bodens der potenzielle N-Austrag ermittelt. Im letzten Schritt wird über die Höhe des Gesamtabflusses die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet und zwar für den Ort des Übergangs von der ungesättigten zur gesättigten Zone. Bei hydromorphen Böden wird die Betrachtungsebene innerhalb der gesättigten Zone in 2 m Tiefe angesetzt. Die Bodenansprache bezieht sich auf diese Mächtigkeit, und die Denitrifikationsleistung des Bodens kann nur dem Gesamtprofil bis 2 m Tiefe zugeordnet werden.

8.1.2 N-Saldo-Korrektur

Rechnerisch ergibt sich für Grünland häufig ein höherer N-Saldo als für Ackerland. Andererseits werden unter Grünland eher geringere Nitratgehalte beobachtet, als unter Ackerland. Eine Ursache mag darin liegen, dass Grünland häufiger auf nassen Standorten mit einem höheren Denitrifikationspotenzial zu finden ist. Auch kann die Festlegung von Stickstoff im Wurzelfilz und im Bodenhumus den N-Überschuss teilweise binden. Weitere Faktoren können den N-Saldo direkt beeinflussen, z. B.

ein geringeres Düngungsniveau aufgrund einer besseren N-Ausnutzung durch die Pflanze, eine bessere Verwertung des organischen Stickstoffs oder höhere N-Verluste bei der Ausbringung organischer Düngemittel (infolge ausbleibender Einarbeitung). Da die verschiedenen

Komponenten nicht einzeln quantifiziert werden können, wurde ein Faktor ermittelt, der proportional auf den N-Saldo im Grünland wirkt, um zu einer realistischeren Abschätzung der N-Emission aus Grünland zu kommen.

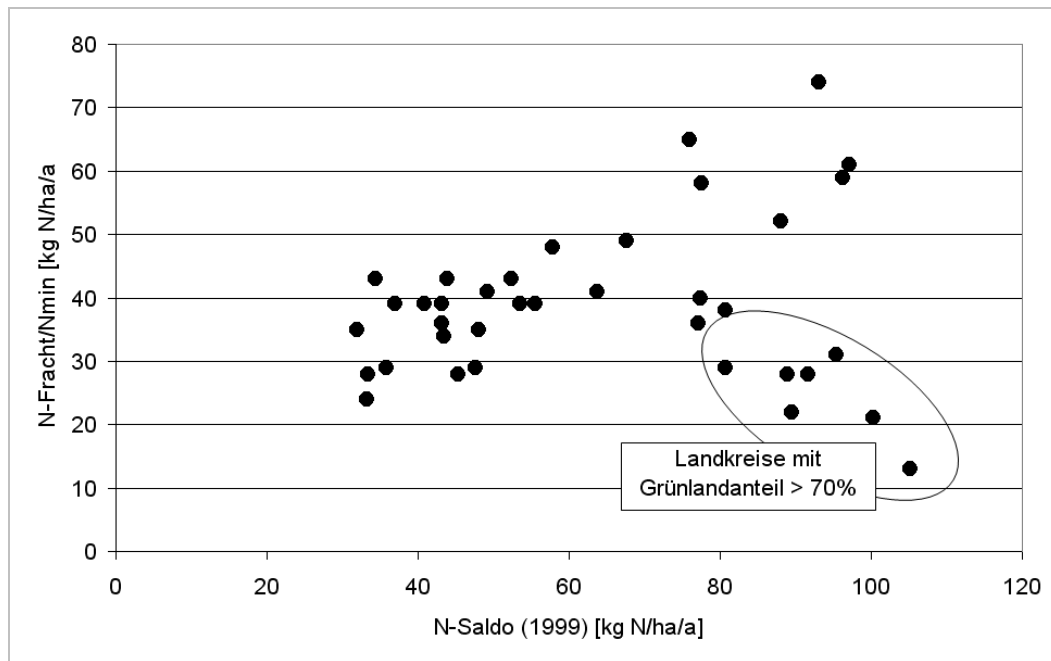


Abb. 5: Beziehung zwischen dem N-Saldo (1999) und der N-Fracht, ermittelt aus Herbst- N_{min} -Werten für 37 niedersächsische Landkreise (nach ORTSEIFEN & SCHEFFER 1996).

Es wurde auf eine Auswertung von ORTSEIFEN & SCHEFFER (1996) zurückgegriffen. Hier wurden für die niedersächsischen Landkreise mittlere N-Frachten, u. a. aus nutzungs- und bodenabhängigen (Herbst-) N_{min} -Gehalten in Böden, ermittelt. Es zeigte sich, dass vor allem in Landkreisen mit einem hohen Grünlandanteil trotz hoher N-Salden (Berechnung nach NLFB et al. 2005) geringe mittlere N-Frachten ermittelt wurden (Abb. 5).

Zur Ermittlung des Grünlandfaktors wurde wie folgt vorgegangen: Es wurde versucht, die von ORTSEIFEN & SCHEFFER (1996) ermittelten N-Frachten über einen Ansatz zu erklären, der die Flächenanteile von Acker- und Grünland sowie die N-Salden, die N-Deposition und die mittlere Denitrifikationsleistung, jeweils differenziert nach Acker und Grünland, auf Landkreisebene einbezieht. Die Denitrifikationsleistung des Bodens ist eine mögliche Ursache für

unterschiedliche Nitratgehalte unter Acker bzw. Grünland. Sie wird im weiteren Verfahren separat berücksichtigt (Kap. 6). Da die gemessenen N_{min} -Gehalte vorwiegend die Verhältnisse im Oberboden repräsentieren, die Denitrifikation jedoch bis unterhalb der Wurzelzone wirkt, wurde diese zu einem Drittel bei der Ermittlung des Grünlandfaktors berücksichtigt.

Folgende Formel wurde verwendet:

N-Fracht =

$$FA_{GL} * [(N-Saldo + N-Dep) * f_{GL} * f_{Jahr} - 0,33 * D_{GL}] + FA_A * [(N-Saldo + N-Dep) * f_{Jahr} - 0,33 * D_A]$$

- N-Fracht: potenziell zur Verlagerung anstehende Menge an Stickstoff im Boden, analog zu ORTSEIFEN & SCHEFFER (1996) [kg N/ha/a],
- FA_{GL} und FA_A : Flächenanteil Grünland oder Acker [%/100],
- N-Saldo: N-Saldo auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche,
- N-Dep: N-Deposition auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche (15 kg N/ha/a),
- f_{GL} : Korrekturfaktor Grünland [-] (wirkt auf den N-Saldo),
- f_{Jahr} : Jahresfaktor [-] (erforderlich, da N-Fracht aus 1995 und N-Saldo aus 1999 verglichen werden),
- D_{GL} und D_A : mittlere Denitrifikationsleistung [kg N/ha/a] pro Landkreis, differenziert nach Acker und Grünland (Methode nach NLFB et al. 2005).

Anhand der o. a. Daten von 37 Landkreisen in Niedersachsen wurden mit einem iterativen Ansatz (Excel-Solver) die Faktoren f_{GL} und f_{Jahr} optimiert, bis sich eine geringstmögliche Abweichung zwischen den von ORTSEIFEN & SCHEFFER (1996) ermittelten und den mit der o. a. Formel berechneten N-Frachten ergab. Als Nebenbedingung galt, dass der Mittelwert der hier berechneten N-Frachten dem der beobachteten N-Frachten (ORTSEIFEN & SCHEFFER 1996) gleichen musste. Es ergaben sich folgende Lösungen:

$$f_{Jahr} = 0,89; \quad f_{GL} = 0,38.$$

Als Faktor zur Verringerung der N-Überschüsse unter Grünland bei gegebenen N-Salden ergibt sich ein Wert von 0,43 ($0,89 / 0,38 = 0,43$).

Die Übereinstimmung zwischen dem beobachteten Werten und den hier berechneten Werten ist gut (Abb. 6). Die Landkreise mit einem hohen Grünlandanteil fügen sich gut in das Gesamtbild ein. Die beobachteten geringen N-Frachten in Landkreisen mit einem hohen Grünlandanteil lassen sich demnach erklären, wenn der N-Überschuss (N-Saldo + N-Deposition) unter Grünland mit einem Faktor von 0,43 gewichtet wird.

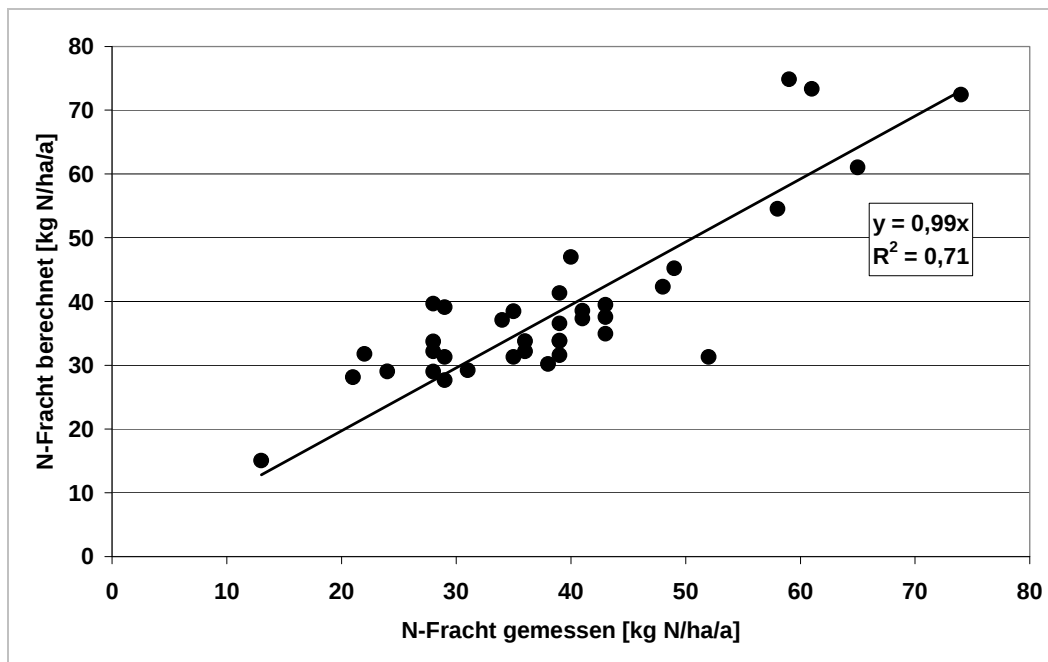


Abb. 6: Beziehung zwischen der beobachteten N-Fracht (ORTSEIFEN & SCHEFFER 1996) und der anhand des o. a. Modells berechneten N-Fracht.

8.2 Ergebnis

Anhang 17 zeigt die Karte der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser. Auffällig ist, dass Bereiche der mittleren Konzentrationsstufen, wie $> 50\text{--}75$, $> 75\text{--}100$ und $> 100\text{--}125$ mg NO_3/l , kaum zu finden sind. Dafür sind in der Karte der potenziellen Nitratkonzentration die Umrisse der Wald- und Forstflächen aus der Karte der Landnutzung nach ATKIS DLM25/2 (Anhang 2) wiederzuerkennen. Die Böden in diesem Bereich weisen nur niedrige Denitrifikationsleistungen auf, trotzdem liegt die potenzielle Nitratkonzentration fast immer unterhalb des TVO-Grenzwertes von 50 mg/l. Hier wird der N-Eintrag allein durch die Deposition verursacht und beruht nicht auf Düngemaßnahmen, wie bei Acker- oder Grünlandflächen. Die Ausgangssituation der Stickstoffbelastung bei Wald- und Forstflächen ist eine andere als bei landwirtschaftlicher Nutzung, so dass niedrige Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in keinem Widerspruch zu einem geringen Denitrifikationspotenzial stehen.

Mit einer noch geringeren Nitratbelastung im Sickerwasser ist, abgesehen von den Siedlungsflächen, bei den Moor- bzw. Tiefumbruchböden und Gleystandorten zu rechnen. Hier liegt die Konzentration unter 10 mg NO_3/l . Der Grund für die geringen Nitratkonzentrationen ist vor allem das hohe Denitrifikationspotenzial dieser Böden. Selbst unter ackerbaulicher Nutzung, wie bei den Tiefumbruchböden im Norden des Projektgebietes, ist nur mit einer geringen Nitratbelastung des Grundwassers zu rechnen, da N-Überschüsse mikrobiologisch abgebaut werden.

Bei den Flächen mit der höchsten potenziellen Nitratkonzentration von $> 125\text{--}250$ mg/l handelt es sich fast immer um ackerbaulich genutzte Böden mit geringem Denitrifikationspotenzial von etwa 20 mg N pro Liter. Diese Flächen nehmen den größten Teil des Projektgebietes im Süden ein, schließen aber zahlreiche kleine Bereiche niedrigerer potenzieller Nitratkonzentrationen ein, die meistens der Grünlandnutzung unterliegen.

9 Grundwasserqualität

9.1 Methodenbeschreibung

9.1.1 Langjährige Messreihen

Um den Forderungen der WRRL gerecht zu werden, darf der Nitratgehalt im Grundwasser den Grenzwert von 50 mg/l nicht überschreiten. Diese Qualitätsnorm bezieht sich auf das langjährige Mittel der Nitratkonzentration in Einzelmessstellen.

Zur Ermittlung der durchschnittlichen Nitratkonzentration im Grundwasser des Projektgebietes sind langjährige Messreihen von Proben ausgewählter Grundwassermessstellen (GWM) des Landesmessnetzes und des Wasserversorgers OOWV ausgewertet worden. Die betrachteten Grundwasseranalysen stammen aus dem Zeitraum vom 01.01.2000 bis zum 31.12.2004. Bei den ausgewählten GWM handelt es sich um flache Messstellen mit einer Filterstrecke von < 3 m und einer maximalen Filtertiefe bis 10 m unter mittlerem Niedriggrundwasser, bezogen auf die Filteroberkante. Durch diese Auswahlkriterien wird sichergestellt, dass nur Messstellen, die den oberen Bereich des Grundwasserleiters erschließen, miteinander verglichen werden.

Die oben genannten Voraussetzungen erfüllen 32 GWM des OOWV. Leider beschränken sich die Messstellen des Wasserversorgers nur auf den Bereich des Wasserschutzgebietes Thülsfelde. Um die Datengrundlage für das Projektgebiet auszuweiten, wurden zu den GWM des OOWV zusätzlich noch fünf GWM aus dem GÜN betrachtet. Das relativ grobe Überwachungsmessnetz des NLWKN umfasst ganz Niedersachsen, wobei fünf Messpunkte den oberen Bereich des Grundwasserleiters im Süden des NOLIMP-Gebietes erschließen.

Aus den mehrjährigen Beprobungsdaten einer GWM ist der Mittelwert der Nitratkonzentration bestimmt worden. Zur übersichtlicheren Darstellung sind die gemittelten Nitratkonzentrationen in sieben Klassen für die Messwertspanne von $< 10\text{--}200$ mg/l eingeteilt worden (Anhang 18).

Die Daten der Grundwasserbeprobungen des OOWV sind parallel dazu einem Kriging-Verfahren unterzogen worden (BUDZIAK & RÖSEL 2005). Bei diesem geostatistischen, linearen Schätzverfahren wurden die erhobenen

Grundwasserdaten zwischen den Probenahmepunkten, unter Berücksichtigung der Geologie und Landnutzung, flächenhaft interpoliert. Zusätzlich wurden auch noch weitere Grundwasserinhaltsstoffe, wie Ammonium, Eisen und Sulfat, in die Interpolation einbezogen. Das Ergebnis des Krigings für den Parameter Nitrat ist im Anhang 19 und für Eisen im Anhang 20 dargestellt. Die für das Kriging verwendeten Datensätze stammen aus 55 GWM, da auch noch weitere GWM aus dem grenzüberschreitenden Bereich des Wasserschutzgebietes Thülsfelde mit einbezogen wurden.

9.1.2 Beprobung der Grundwasseroberfläche

Von der Universität Göttingen wurden mittels 1,5 Zoll-Stahlrammfilter (Filterstrecke: 20 cm) Wasserproben an der Grundwasseroberfläche, bis max. 3 m unter Flur, gewonnen (WELL 2006 vgl. auch Kap. 6.1.2). Die 29 Messpunkte liegen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen im Bereich zwischen dem Friesoyther Moor und der Ortschaft Grönheim. Die hier gemessenen Nitratwerte sind neben den gemittelten Nitratwerten der langjährigen Messreihen des OOWV und NLWKN im Anhang 18 dargestellt. Dabei wurde die Klasseneinteilung der Nitratmesswerte aus den GWM-Beprobungen weitgehend übernommen, jedoch zusätzlich um die Konzentrationsklasse > 200–500 mg/l erweitert.

9.1.3 Nitrattiefenprofile

Über Nitrattiefenprofile wird der Nitratintrag der letzten Jahre in Böden und in die ungesättigte Zone erfasst. Vom LBEG wurden in den Landesforsten des Projektgebietes an 18 Standorten Drillbohrungen bis in maximal 14 m Tiefe vorgenommen. Dabei wurde Boden bzw. Lockergestein über die gesamte Länge der Tiefenbohrungen bis etwa 1 m in die gesättigte Zone hinein in Schichtmächtigkeiten von 0,3 m beprobt und auf Nitrat und Ammonium analysiert.

9.2 Ergebnis

9.2.1 Langjährige Messreihen

Im NOLIMP-Gebiet variieren die gemessenen Nitratgehalte im oberen Bereich des Grundwasserleiters im langjährigen Mittel der 37 beobachteten Einzelmessstellen zwischen 1 und 197 mg/l. Der Grenzwert für Nitrat im Grundwasser liegt nach TVO bei 50 mg/l. An 17 Messpunkten wurde diese Zielvorgabe überschritten. Dagegen ist nördlich der Ortschaft Thülsfelde keine GWM mit einem mittleren Nitratgehalt von > 50 mg/l zu finden (Anhang 18). Ein einheitliches Bild mit Belastungsschwerpunkten lässt sich jedoch aus der Karte nicht ableiten. Erhöhte Nitratkonzentrationen von über 50 mg/l sind vor allem im Bereich der Ortschaften Thülsfeld und Neumarkhausen zu beobachten sowie bei der Mehrzahl der GWM, die den südlichen Teil des Projektgebietes erschließen. In diesen Gebieten ist der nach WRRL geforderte gute chemische Zustand des Grundwassers nicht gegeben.

Um die punktuell erhobenen, gemittelten Analysedaten in die Fläche zu übertragen, wurden die Messwerte des OOWV einem Kriging-Verfahren unterzogen. Aufgrund der unzureichenden Dichte des Messstellennetzes im Projektgebiet ist die Repräsentanz der Kriging-Karten stark eingeschränkt. Dies betrifft vor allem die Randbereiche, in denen keine GWM liegen.

Da nur für das Gebiet westlich der Thülsfelder Talsperre eine relativ gute Datengrundlage vorliegt, ist die flächenhafte Darstellung der Immission im ganzen Projektgebiet über das Kriging-Verfahren nicht möglich. Allerdings geben die Kriging-Karten Hinweise auf mögliche Zusammenhänge zwischen den Konzentrationen der untersuchten Parameter. Ein Vergleich der Kriging-Karte der Nitratkonzentration (Anhang 19) mit der Karte der Eisenkonzentration (Anhang 20) lässt ein ähnliches räumliches Muster erkennen. Dies deutet auf einen Zusammenhang zwischen dem Nitrat- und Eisengehalt im oberen Bereich des Grundwasserleiters hin. Im Südwesten, wo nach Kriging-Darstellung großflächig hohe Nitratkonzentrationen zu beobachten sind, ist die Eisenkonzentration am niedrigsten. Generell sind niedrige Eisengehalte bei gleichzeitig hohen Nitratkonzentrationen ein Zeichen für aerobe Bedingungen. Mit Hilfe einer Regressionsanalyse sind Art und Stärke eines statistischen Zusammen-

hangs zwischen der Eisen- und Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser des Einzugsgebietes Thülsfeld untersucht worden. Das Ergebnis zeigt Abbildung 7:

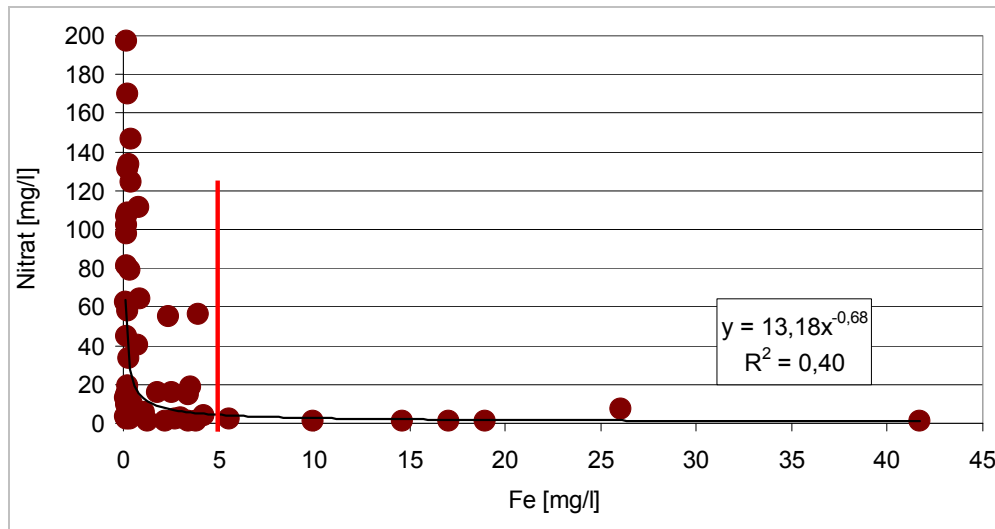


Abb. 7: Regression zwischen dem Eisen- und Nitratgehalt des Grundwassers aus 55 GWM des OOWV. Messwerte aus dem oberen Bereich des Grundwasserleiters (bis 10 m unter Grundwasseroberfläche). Oberhalb eines Wertes von 5 mg Fe pro L (rote Linie) wird kaum noch Nitrat nachgewiesen.

Die Trendlinie beschreibt die Abhängigkeit des Eisengehalts vom Nitratgehalt in Form eines potenziellen Kurvenverlaufs. Es wird ersichtlich, dass bei einem Eisengehalt von über 5 mg/l nur noch geringe Nitratkonzentrationen unterhalb von 10 mg/l nachweisbar sind. Gleichzeitig sind die höchsten Nitratgehalte bei niedrigen Eisenwerten zu beobachten, was die Annahme einer gegenläufigen Reaktion unterstreicht.

Es wurden weitere Regressionsanalysen durchgeführt, um die Beziehung zwischen der Konzentration von Sulfat bzw. Ammonium und der Nitratkonzentration zu untersuchen. Das Diagramm in Abbildung 8 zeigt, dass bei einem Sulfatgehalt von über 100 mg/l keine Nitratkonzentrationen oberhalb von 15 mg/l gemessen wurden. Insgesamt weisen rund 89 % der Messwerte einen Sulfatgehalt von < 100 mg/l auf. Aus der Punktwolke, die aus den Messwerten unterhalb von 100 mg Sulfat/l und bis 200 mg NO₃/l gebildet wird, lässt sich jedoch kein Trend ableiten, der eine sichere Abhängigkeit zwischen den beiden Parametern bestätigt.

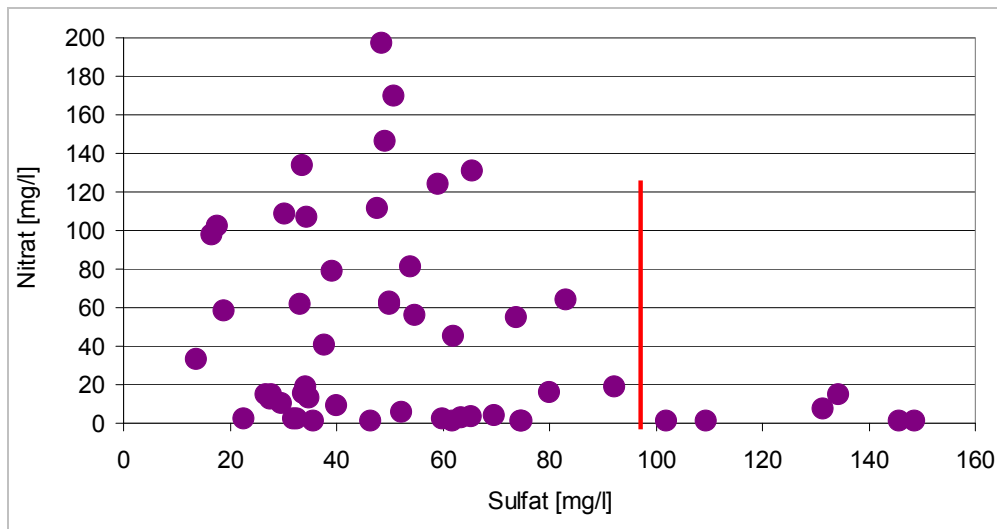


Abb. 8: Regression zwischen dem Sulfat- und dem Nitratgehalt des Grundwassers aus 55 GWM des OÖVV. Messwerte aus dem oberen Bereich des Grundwasserleiters (bis 10 m unter Grundwasseroberfläche). Oberhalb eines Sulfatgehaltes von 100 mg/l (rote Linie) wird kaum Nitrat nachgewiesen.

Abbildung 9 beschreibt die Beziehung zwischen dem Ammonium- und Nitratgehalt im oberen Grundwasser. Hier konnte nur ein schwacher Zusammenhang potenzieller Art festgestellt werden. Dabei weisen die Messreihen mit den höchsten Ammoniumgehalten die niedrigsten Nitratgehalte auf. Diese Tatsache lässt eine gegenläufige Reaktion der beiden Parameter vermuten.

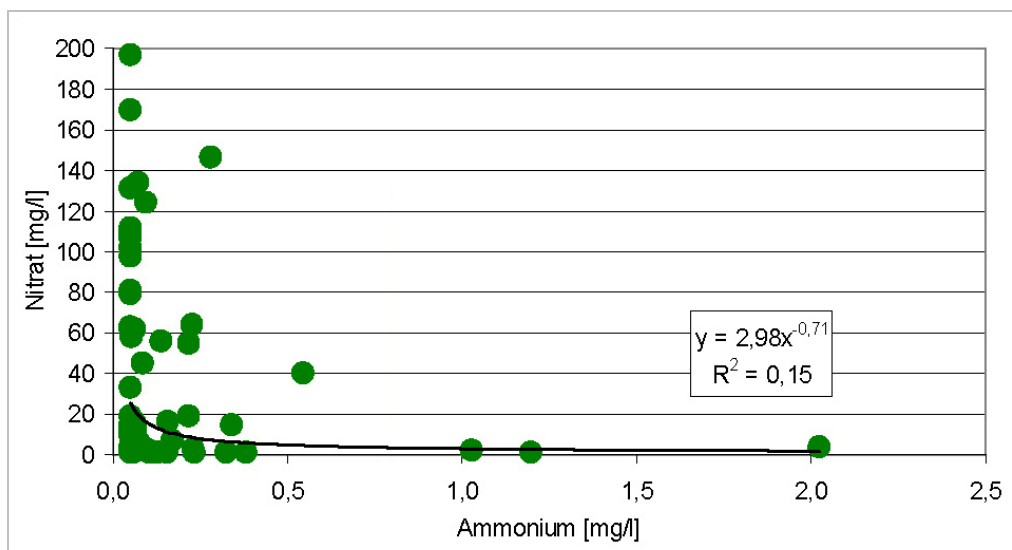


Abb. 9: Regression zwischen dem Ammonium- und Nitratgehalt des Grundwassers aus 55 GWM des OÖVV.

9.2.2 Nitratgehalte an der Grundwasseroberfläche unter landwirtschaftlich genutzten Flächen

Anhang 18 zeigt, dass die einmalig an der Grundwasseroberfläche bestimmten Nitratgehalte („Untersuchung WELL“) zum Teil sehr gut mit den langjährig gemittelten Nitratgehalten aus dem oberen Bereich der Grundwasserleiter übereinstimmen („GWM OOWV“ und „GWM GÜN“). Im Bereich östlich der Thülsfelder Talsperre (südöstlich von Thülsfeld) weisen sowohl die einmaligen Untersuchungen als auch die langjährigen Messreihen hohe Nitratkonzentrationen von zum Teil > 100 mg/l auf. Dagegen liegt die Nitratbelastung der nördlichsten Messpunktgruppe (südwestlich von Friesoythe), die sich im Niederungsbereich befindet, mit Ausnahme einer Messung unterhalb von 50 mg/l. Für diesen Bereich liegen keine GWM vor.

Im Raum Pehmertange und Vordersten Thüle werden auch in den Niederungsgebieten an der Grundwasseroberfläche stellenweise Nitratwerte von > 75 mg/l festgestellt. Die GWM weisen in diesem Gebiet, bzw. südlich anschließend, ausschließlich sehr niedrige Nitratgehalte im oberen Bereich des Grundwasserleiters auf. Bezogen auf den relativ geringen räumlichen Abstand zwischen den untersuchten Bodenprofilen variieren die Nitratgehalte an der Grundwasseroberfläche bei diesen Standorten sehr stark. Eine Erklärung für das unter-

schiedliche Verhalten der Messwerte liegt unter anderem darin, dass bei den Untersuchungen der Universität Göttingen der Bezug zum N-Eintrag und zu Prozessen in der darüber liegenden ungesättigten Zone stärker ist, als in den GWM, da direkt an der Grundwasseroberfläche beprobt wurde.

9.2.3 Nitratgehalte unter Forst

Die aus Tiefenprofilen unter Wald ermittelten Nitratkonzentrationen sind in Abbildung 10 zusammengefasst. Sie lagen in den Jungbeständen mit < 30 mg/l im Mittel der ungesättigten Bodenzone deutlich unter denen der Altbestände. Dagegen wurden unter alten Nadelwaldbeständen im Mittel Nitratkonzentrationen zwischen 47 und 77 mg/l festgestellt. Etwas widersprüchliche Ergebnisse ergaben sich für die älteren Eichenbestände. Während hier in den oberen 90 cm die höchsten Nitratkonzentrationen von im Mittel fast 80 mg/l gemessen wurden, lagen die Werte in den tieferen Schichten unterhalb von 90 cm unter Flur bis in Tiefen von 10 m deutlich niedriger. Die Gründe für die extremen Unterschiede zwischen Nitratkonzentrationen beider Tiefenstufen sind unklar. So könnte die bei Eichen leicht mineralisierbare Streu mit niedrigem C/N-Verhältnis (s. u.) zu hohen Nitratgehalten im Oberboden beitragen. Auch können Störungen zu vorübergehend höheren Nitratgehalten im Oberboden beigetragen haben.

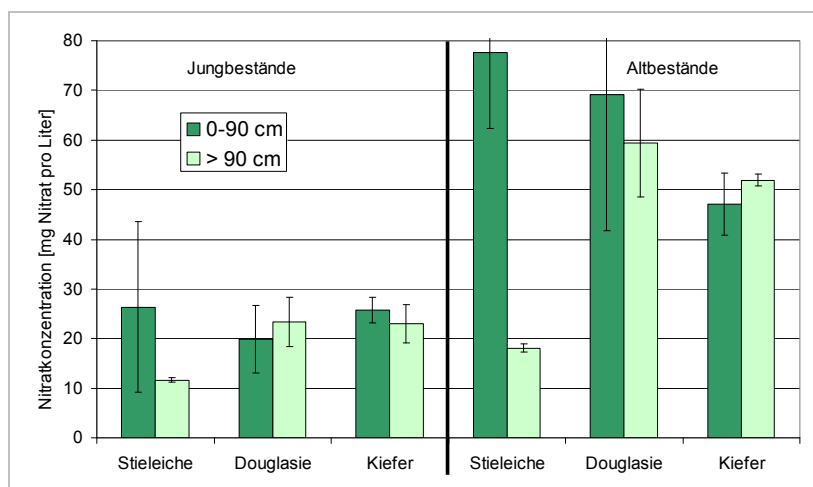


Abb. 10: Mittlere Nitratkonzentration unter Forst, getrennt dargestellt für die oberen 90 Zentimeter (0–90 cm) und für die tiefere ungesättigte Zone unterhalb von 90 cm unter Flur (> 90 cm) im Raum Thülsfelde (18 Tiefbohrungen von Dezember 2004 bis Januar 2005).

10 Ausweisung von Zielgebieten für Maßnahmen

10.1 Methodenbeschreibung

Die WRRL fordert Maßnahmen zur Verbesserung des chemischen Zustandes von Grundwasserkörpern, falls das Erreichen des guten chemischen Zustandes bis zum Jahr 2015 gefährdet ist. Die Einteilung des Projektgebietes in Zielgebiete, für die eine differenzierte Planung von Maßnahmen sinnvoll ist, basiert auf zwei Kriterien, der potenziellen Nitratkonzentration und dem Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss.

Zu den Zielgebieten zählen alle Teilgebiete, in denen die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser den Grenzwert von 50 mg/l übersteigt. Um jedoch Anzahl und Lage der ausgewiesenen Zonen überschaubar zu halten, wurden im NOLIMP-Gebiet nur größere, zusammenhängende Zonen ausgegrenzt. Für heterogene Bereiche, in denen die Landnutzung und in Folge dessen auch die potenzielle Nitratkonzentration kleinflächig variiert, ist die flächenmäßig am häufigsten zu erwartende Belastung richtungsweisend.

Es ist zu beachten, dass alle Grenzlinien zur Abtrennung der Zielgebiete von Hand gezeichnet wurden. Zunächst wurden Bereiche in Bezug auf das Abflussverhalten unterteilt. Diese Bereiche unterscheiden sich darin, dass sie entweder überwiegend zur Grundwasserneubildung beitragen (Grundwasserneubildung > 50 % des Gesamtabflusses) oder dass sie überwiegend Oberflächenengewässer speisen (Grundwasserneubildung < 50 % des Gesamtabflusses). Im zweiten Schritt dieses Verfahrens wurde eine Karte erstellt, aus der sowohl die potenzielle Nitratbelastung, klassifiziert in vier Stufen von < 10 bis > 100 mg NO₃/l, als auch die Abflusssituation ersichtlich ist (Anhang 21). Auf dieser Karte basierend wurde das Projektgebiet in Zielgebiete eingeteilt, in denen Maßnahmen für das Schutzgut Grundwasser bzw. Oberflächenwasser sinnvoll erscheinen, sowie in Bereiche, bei denen zunächst kein Handlungsbedarf besteht (Anhang 22). Bei den zuletzt genannten Flächen liegt die zu erwartende Nitratkonzentration unterhalb des Grenzwertes von 50 NO₃/l.

10.2 Ergebnis

Anhang 21 zeigt Zonen mit acht Kombinationen aus vier Klassen der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser und den beiden Abflussmöglichkeiten, Grundwasserneubildung und Oberflächenabfluss. Gering belastete Flächen mit einer potenziellen Nitratbelastung von unter 50 mg/l sind als hell- und dunkelgrüne Bereiche gekennzeichnet. Unabhängig von der Abflussvariante besteht bei diesen Zonen kein Handlungsbedarf (Anhang 22). Gemeinsam mit den Siedlungsflächen, die auch keine Zielgebiete für Maßnahmen sind, machen die Bereiche ohne Handlungsbedarf etwa ein Drittel des NOLIMP-Gebietes aus. Dazu gehören größere Wald- und Schutzgebiete sowie landwirtschaftlich genutzte Flächen, die aufgrund der Standortverhältnisse einen starken Nitratabbau im Unterboden erwarten lassen (Niedermoores, Sandmischkulturen oder Gleye).

In weiten Teilen der südlichen Hälfte des Projektgebietes sind Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers sinnvoll. Hier sollte eine Verminderung des Nitratsintrags in den Boden angestrebt werden, z. B. durch eine Erhöhung des Wald- und Grünlandanteils, durch die Umstellung der Fruchtfolge, durch eine Erhöhung des Zwischenfruchtanteils oder durch die Verringerung der Düngeintensität.

Zielgebiete, in denen Maßnahmen zum Schutz der Oberflächengewässer sinnvoll wären, machen etwa die Hälfte der Flächen im Norden des Projektgebietes aus. Neben Maßnahmen zur Verminderung des N-Eintrags in den Boden sind hier auch solche möglich, die den Stofftransport in die Gewässer beeinflussen, wie die Anlage von Uferrandstreifen, Wasserstandsregulierung oder eine veränderte Drän-technik.

10.3 Validierung

Es wurde geprüft, ob die anhand der potenziellen Nitratkonzentration (Emission) abgeleiteten Zielgebiete für Maßnahmen auch tatsächlich eine unterschiedliche Belastung des Grundwassers aufweisen.

Die 34 Messreihen der in Kapitel 9.1.1 beschriebenen GWM des OOWV bzw. GÜN wurden den Zielgebietszonen zugeordnet. Innerhalb der Zielgebietszonen wurde die Häufigkeitsverteilung der mittleren Nitratgehalte der GWM über die vier Konzentrationsklassen < 25, 25–50, 50–100 und > 100 mg NO₃/l ermittelt. Die gleiche Vorgehensweise wurde für die Klassifizierung der in Kapitel 9.1.2 vorgestellten einmaligen Erhebungsuntersuchungen gewählt.

Aus Gründen der Repräsentativität sind drei von den insgesamt 19 Messwerten, die in der grauen Zone ohne Handlungsbedarf erhoben wurden, nicht in die Auswertung eingeflossen. Diese Messstellen befinden sich in unmittelbarer Nähe zur Zonengrenze und weisen die hohe Belastung des Grundwasseranstroms aus der höher belasteten Zone auf.

Die in Abbildung 11 dargestellte Häufigkeitsverteilung zeigt, dass 81 % aller GWM, die sich in der grauen Zone (keine Zielgebiete für Maßnahmen) befinden, nur gering belastet sind (< 25 mg NO₃/l). Stark erhöhte Nitratkonzentrationen von > 100 mg/l sind in dieser Zone nicht zu finden. Dafür entfallen knapp 19 % auf die Konzentrationsstufe > 50–100 mg NO₃/l.

Innerhalb des Zielgebietes für Maßnahmen zum Grundwasserschutz (rote Zonen) weisen über 75 % der darin liegenden Messstellen langjährige Nitratbelastungen von > 50 mg/l auf. Knapp 40 % der GWM in der roten Zone haben mittlere Nitratkonzentrationen über 100 mg/l. Dies unterstreicht die Dringlichkeit von Maßnahmen zur Verminderung des Stickstoffeintrags in diesen Bereichen. In den blauen Zonen, den Zielgebieten für Maßnahmen zum Schutz von Oberflächengewässern, sind mit 40 % ähnlich viele Messreihen mit Nitratkonzentrationen von > 100 mg/l zu finden.

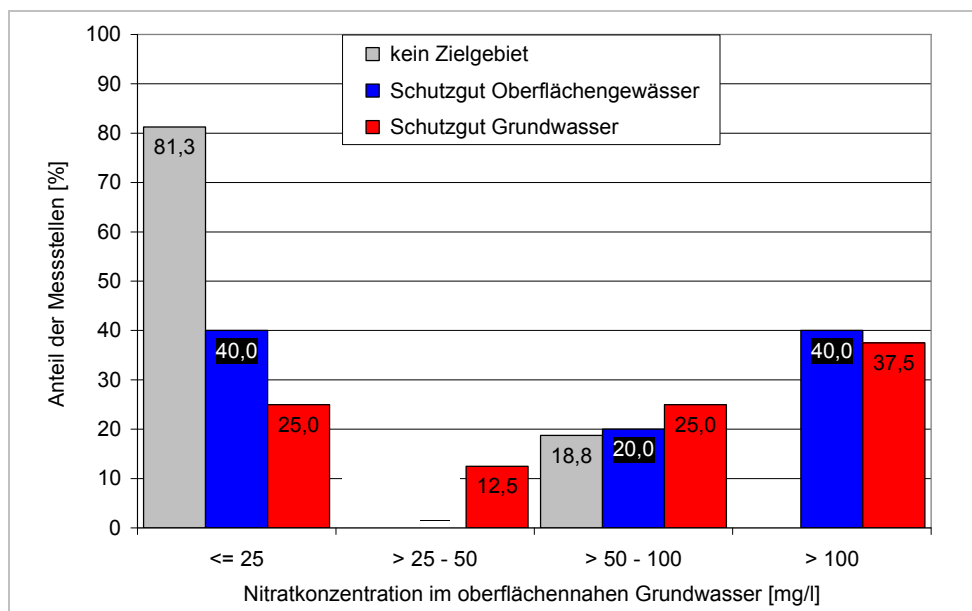


Abb. 11: Anteil von Grundwassermessstellen (GÜN und OOWV) mit mittleren Nitratgehalten in den angegebenen Klassen innerhalb der drei Zielgebietskategorien für Maßnahmen.

Positiv zu bewerten ist dagegen, dass in beiden Zielgebietsarten der TVO-Grenzwert von 50 mg/l in etwa 40 % der GWM im Mittel unterschritten wird. Im Bereich der blauen Zone, in denen Maßnahmen zum Oberflächengewässerschutz sinnvoll wären, liegen 40 % der GWM im Mittel sogar unter 25 mg/l. Diese geringe Belastung kann auf Verdünnungs- und Abbauprozesse (Denitrifikation) im Grundwasserkörper zurückzuführen sein. Da das Potenzial zum natürlichen Nitratabbau aber begrenzt ist, muss langfristig mit einer Verschlechterung der Grundwassersituation gerechnet werden.

Eine weitere Bestätigung der Methode zur Ableitung der Zielgebiete für Maßnahmen über

die Emissionsberechnung liefert die Häufigkeitsanalyse 28 einmaliger Nitratmessungen an der Grundwasseroberfläche hydromorpher Böden (Abb. 12). Es zeigt sich auch hier, dass im Gebiet ohne Handlungsbedarf (graue Zonen) 85 % der Messpunkte eine Nitratkonzentration unter 50 mg/l aufweisen. In den Zonen mit Handlungsbedarf sind in 85 % der Messstellen der blauen Zone und in 100 % der Messstellen der roten Zone Nitratgehalte über 50 mg/l festgestellt worden. Dies entspricht den Erwartungen, dass in den Zonen mit Handlungsbedarf tatsächlich auch erhöhte Nitratkonzentrationen im Grundwasser zu messen sind.

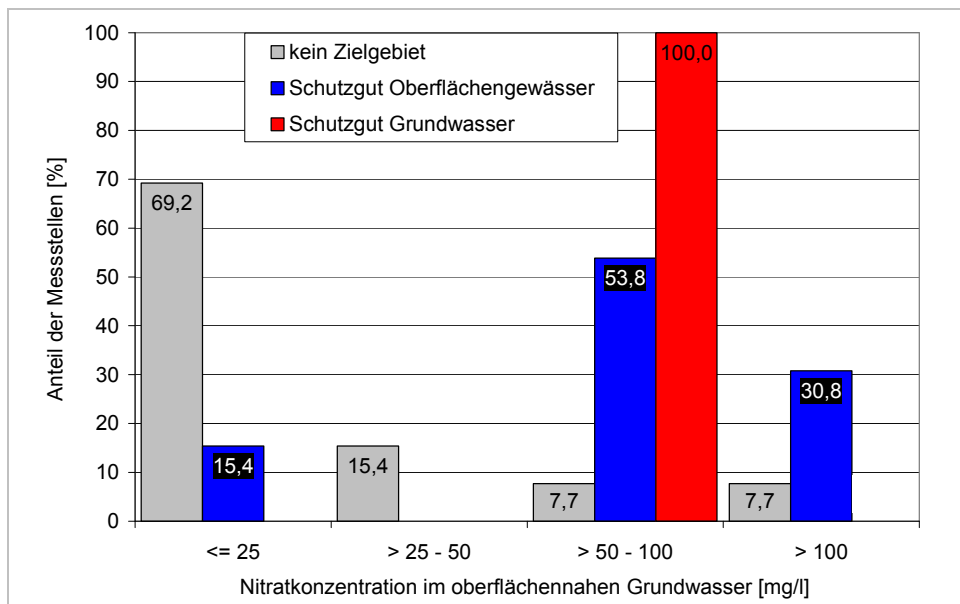


Abb. 12: Anteil von Messpunkten (WELL 2006) mit Nitratgehalten im oberflächennahen Grundwasser in den angegebenen Klassen innerhalb der drei Zielgebietskategorien für Maßnahmen.

Darüber hinaus zeigt die Regressionsanalyse in Abbildung 13 einen deutlichen statistischen Zusammenhang zwischen der einmalig durch die Universität Göttingen an der Grundwasseroberfläche gemessenen Nitratkonzentration (vgl. Kap. 9.1.2) und der für denselben Messpunkt berechneten potenziellen Nitratkonzentration (Kap. 8.2). Mit dem Bestimmtheitsmaß von 0,74 werden das Ergebnis und damit auch

die Vorgehensweise der Emissionsberechnung positiv bewertet. Dem Diagramm sind zusätzlich Informationen über den Bodentyp an den Messpunkten zu entnehmen. Den Erwartungen entsprechend weisen Gley-Podsole als sandige, terrestrische Böden höhere potenzielle sowie auch gemessene Nitratkonzentrationen auf, als Gleye oder Tiefumbruchböden.

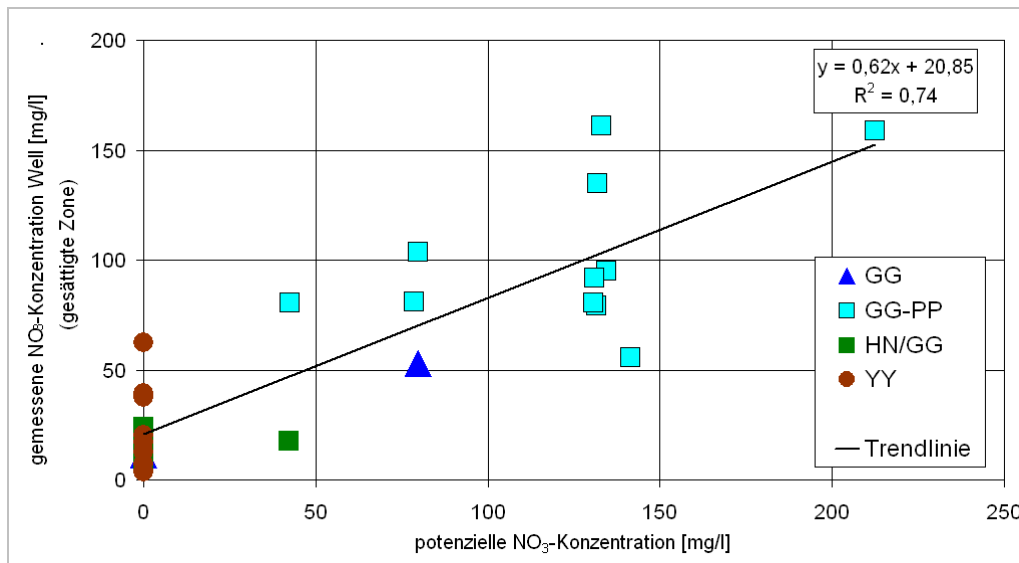


Abb. 13: Regression zwischen der potenziellen und der an der Grundwasseroberfläche unterhalb hydromorpher Böden gemessenen Nitratkonzentration (GG = Norm-Gley, GG-PP = Gley-Podsol, HN/GG = Niedermoor über Gley, YY = Tiefumbruchboden, hier aus Hochmoor).

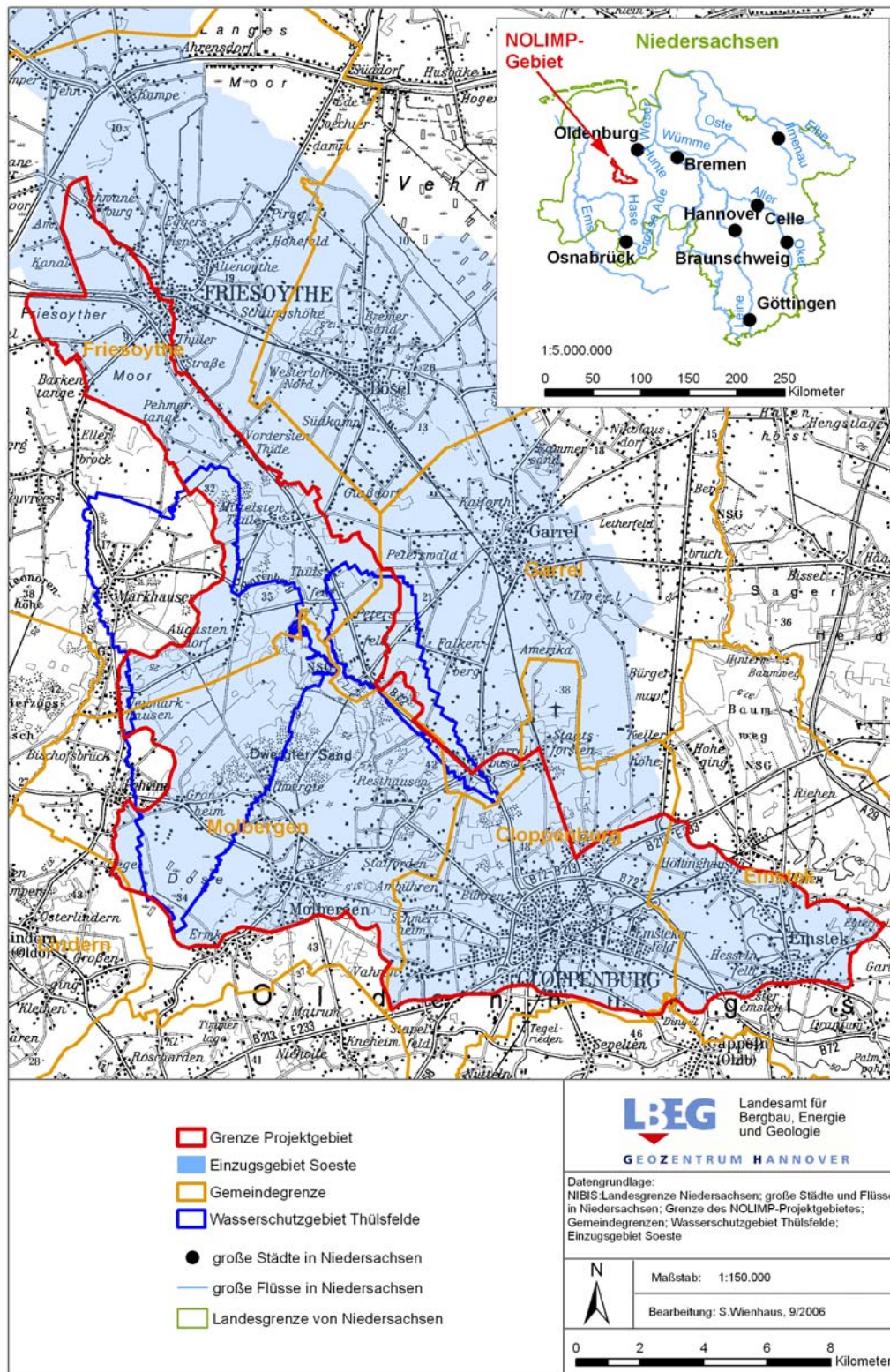
11 Literatur

- BACH, M. & FREDE, H.-G. (2002): Methodik zur Berechnung von Stickstoff- und Phosphorbilanzen für die Landwirtschaft in Deutschland. – Universität Gießen; Gießen.
- BMVEL – BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (1996a): Musterverwaltungsvorschrift für den Vollzug der Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 26.01.1996. – Bonn [Unveröff.].
- BMVEL – BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (1996b): Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 26.01.1996. – BGBl. 1996, Teil I: 118; Bonn.
- BUDZIAK, D. & RÖSEL, B. (2005): Flächenhafte Interpolation von chemischen Daten für den Bereich des Thülsfelder Stausees. – Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover.
- EU – EUROPÄISCHE UNION (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft **L 327** vom 22.12.2000, S. 1.
- GÄTH, S., ANTONY, F., BECKER, K.-W., GERIES, H., HÖPER, H., KERSEBAUM, C. & NIEDER, R. (1997): Bewertung der standörtlichen Denitrifikationsleistung und des Mineralisations-/Immobilisationspotenzials von Böden und Bodennutzungssystemen. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **85**: 1373–1376; modifiziert von HÖPER H. (2005), unveröffentlichtes Arbeitspapier.
- GAUGER, TH., ANSHELM, F., SCHUSTER, H., DRAAIJERS, G. P. J., BLEEKER, A., ERISMAN, J. W., VERMEULEN, A. T. & NAGEL, H.-D. (2002): Kartierung ökosystembezogener Langzeitrends atmosphärischer Stoffeinträge und Luftschadstoffkonzentrationen in Deutschland und deren Vergleich mit Critical Loads und Critical Levels. – Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU/UBA, FE-Nr. 299 42 210, Institut für Navigation, Universität Stuttgart, Teil 1 und 2.
- HÖPER, H. (2005): s. GÄTH et al.

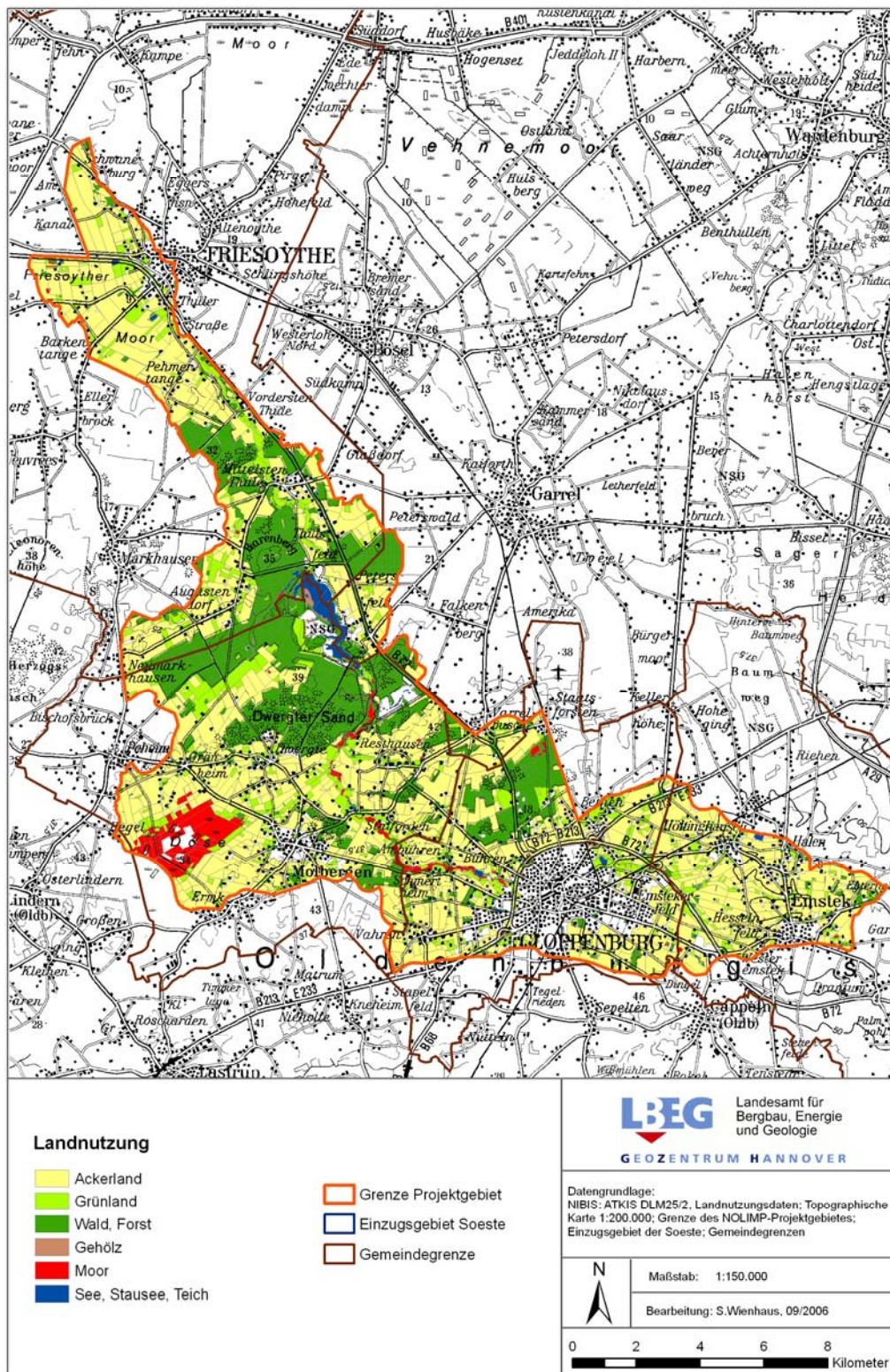
- KUNKEL R. & WENDLAND F. (2002): The GRO-WA98 model for water balance analysis in large river basins. – *Journal of Hydrology*, **259**: 152–162.
- MEESENBURG, H., HENTSCHEL, S., SUTMÖLLER, J., JANSEN, M., DÖRING, C., AHREND, B. & RÜPING, U. (2006): Pilotprojekt SILVAQUA. Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung auf die Qualität und Quantität von Sicker- und Oberflächengewässer in bewaldeten Einzugsgebieten, Zwischenbericht Januar 2006. – Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA); Göttingen.
- MUSTERVERWALTUNGSVORSCHRIFT (1996): Musterungsverwaltungsvorschrift für den Vollzug der Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 26.01.1996. – BGBl. **118**.
- NLFB – NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG, NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE & BEZIRKSREGIERUNG HANNOVER (2005): EG-WRRL - Bericht 2005, Grundwasser, Methodenbeschreibung. – http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C38304492_L20.pdf; Hannover (LBEG).
- ORTSEIFEN, U. & SCHEFFER, B. (1996). Abschätzung der Stoffausträge in die Gewässer in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften und Nutzung der Böden. – Unveröffentlichter Bericht; Hannover (NLfB).
- SCHMIDT, T., OSTERBURG, B. & LAGNER, A. (2007): Datenauswertung zur Quantifizierung diffuser Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft im Rahmen des Projekts „Integriertes Monitoring des chemischen Zustandes des Grundwassers“ in Niedersachsen. – Top-Down-Ansatz mit Daten der Agrarstrukturhebung 1999 und 2003 und Analyse des Landnutzungswandels, Arbeitsberichte des Bereichs Agrarökonomie 02/2007, Bundesanstalt für Landwirtschaft, Institut für ländliche Räume; Braunschweig.
- TVO (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung), 21. Mai 2001. – BGBl. I **24**: 959–980.
- WELL, R., AUGUSTIN, J., DAVIS, J., GRIFFITH, S., MEHRANFAR, O. & MEYER K. (1999): Bewertung des denitrifikativen Nitratabbaus in der gesättigten Zone hydromorpher Böden auf der Basis von in-situ-Messungen des Denitrifikationspotenzials. – *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* **91**: 1363–1366.
- WELL, R., HÖPER H., MEHRANFAR, O. & MEYER K. (2005): Denitrification in the saturated zone of hydromorphic soils - laboratory measurement, regulation factors and stochastic modelling. – *Soil Biology and Biochemistry* **37**: 1822–1836.
- WELL, R. (2006): Charakterisierung des Denitrifikationspotenzials im oberflächennahen Grundwasser der hydromorphen Böden im Wassereinzugsgebiet Thülsfelde. – Projekt NOLIMP-WFD, Department für Nutzpflanzenwissenschaften, Abteilung Agrarpädologie, Universität Göttingen.

12 Anhang

Anhang 1: Lage des NOLIMP-Projektgebietes im Bundesland Niedersachsen.



Anhang 2: Landnutzung nach ATKIS DLM25/2.



Anhang 3: Bodentypen nach Bodenübersichtskarte 1 : 50 000.

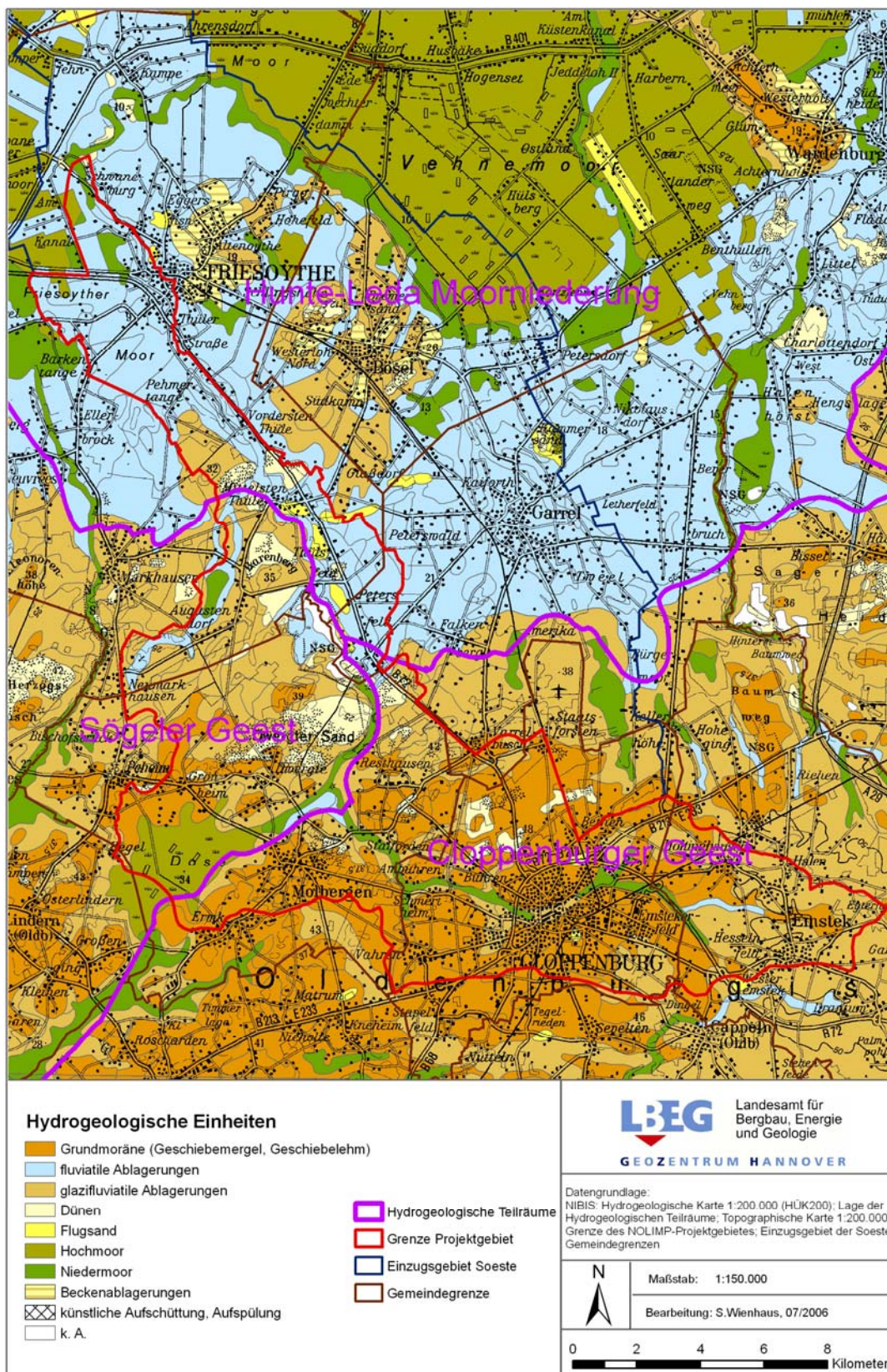


Beiblatt zum Anhang 3

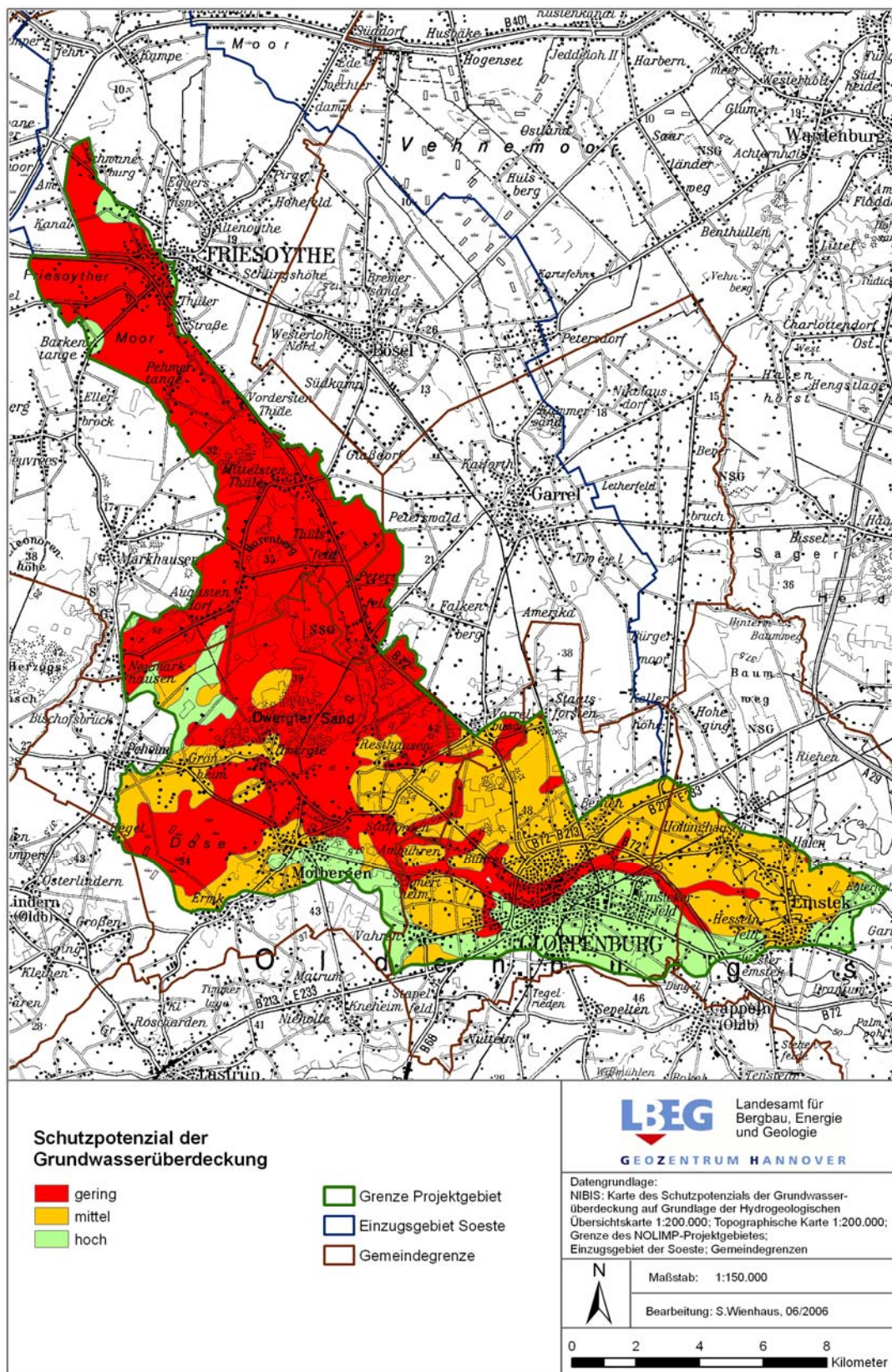
Legende zu den Bodentypen der Bodenübersichtskarte 1 : 50 000
für den Kartenausschnitt des NOLIMP-Projektgebietes.

	B Braunerde
	B-P Braunerde-Podsol
	E Plaggenesch
	E//B Plaggenesch unterlagert von Braunerde
	E//P Plaggenesch unterlagert von Podsol
	E//P-G Plaggenesch unterlagert von Podsol-Gley
	E//S Plaggenesch; unterlagert von Pseudogley
	E//S-B Plaggenesch unterlagert von Pseudogley-Braunerde
	E/S-B Pseudogley-Braunerde mit Plaggenauflage
	G Gley
	G-P Gley-Podsol
	HHv Erd-Hochmoor
	HNv Erd-Niedermoor
	HNv/G Gley mit Erd-Niedermoorauflage
	O Syrosem
	P Podsol
	P-B Podsol-Braunerde
	S Pseudogley
	S-B Pseudogley-Braunerde
	S-G Pseudogley-Gley
	S-L Pseudogley-Parabraunerde
	S-P Pseudogley-Podsol
	YUg Tiefumbruchboden
	YUg-p Tiefumbruchboden
	YUhh Tiefumbruchboden
	YUhn Tiefumbruchboden
	YUp Tiefumbruchboden
	YUs Tiefumbruchboden

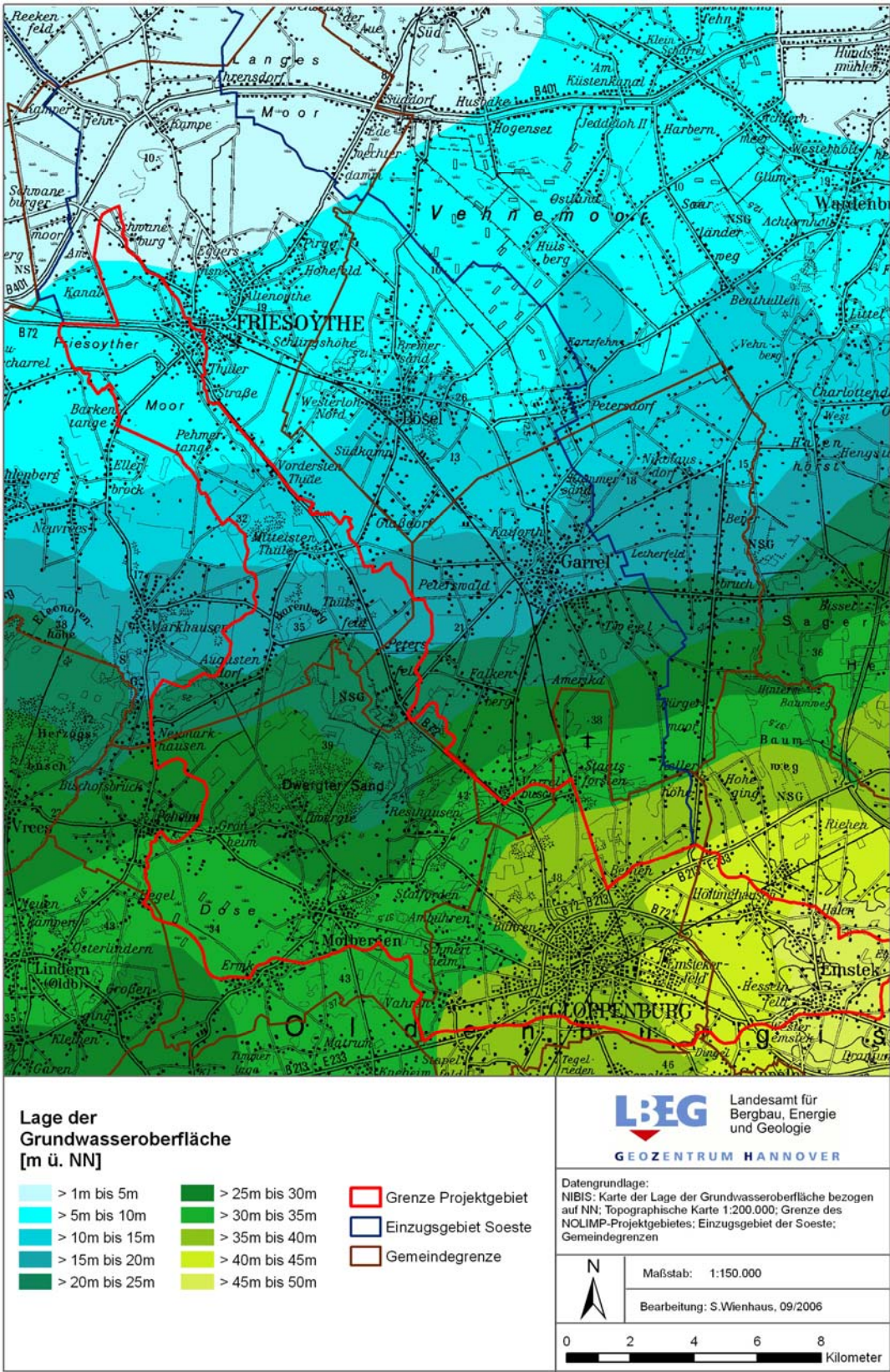
Anhang 4: Hydrogeologische Einheiten nach Hydrogeologischer Karte 1 : 200 000.



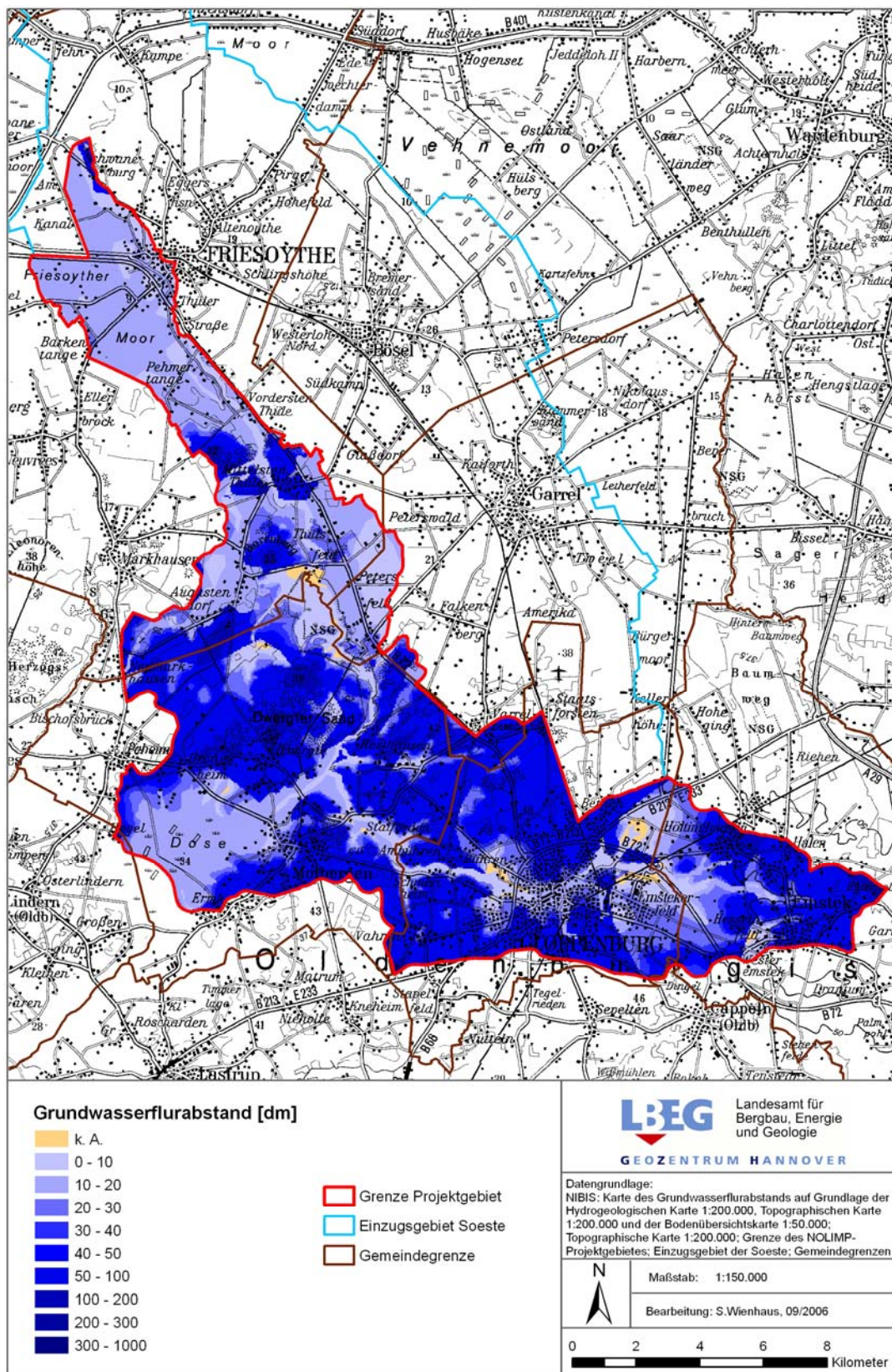
Anhang 5: Schutzzpotenzial der Grundwasserüberdeckung.



Anhang 6: Lage der Grundwasseroberfläche.



Anhang 7: Grundwasserflurabstand.



Anhang 8: Tierartsspezifischer N-Anfall und Ammoniak-Verluste der tierischen N-Ausscheidungen.

Code	Bezeichnung	N-Anfall [kg N/Kopf bzw. Stallplatz * a]	Faktor NH ₃ -Verlust total
101	Ponys und Kleinpferde	68	0,65
102	Pferde < 1 J.	68	0,65
103	Pferde 1–3 J.	68	0,65
104	Pferde 3–14 J.	68	0,65
105	Pferde 14 J.	68	0,65
107	Kälber	11	0,8
108	Jungrinder männlich 6 M. bis 1 J.	20	0,8
109	Jungrinder weiblich 6 M. bis 1 J.	14	0,8
110	Rinder männlich 1–2 J.	28	0,8
111	Rinder weiblich zum Schlachten 1–2 J.	46	0,8
112	weibliche Nutz- und Zuchttiere 1–2 J.	49	0,8
113	Bullen und Ochsen > 2 J.	48	0,8
114	Schlachtfärsen > 2 J.	46	0,8
115	Nutz- und Zuchtfärsen > 2 J.	46	0,8
116	Milchkühe > 2 J.	variabel ¹	0,8
117	Ammen- und Mutterkühe > 2 J.	84	0,8
118	Schlacht- und Mastkühe > 2 J.	46	0,8
120	Lämmer, Schafe < 1 J.	5	0,65
121	weibliche Schafe > 1 J.	10	0,65
122	Schafböcke > 1 J.	10	0,65
123	Hammel und sonstige Schafe	10	0,65
125	Ferkel	3,9	0,65
126	Jungschweine	4,7	0,65
127	Mastschweine 50–80 kg	11,7	0,65
128	Mastschweine 80–110 kg	11,7	0,65
129	Mastschweine > 110 kg	11,7	0,65
130	Eber zur Zucht	11,7	0,65
131	trächtige Jungsauen	36	0,65
132	andere trächtige Sauen	36	0,65
133	nicht trächtige Jungsauen	36	0,65
134	andere nicht trächtige Sauen	36	0,65
136	Legehennen	0,61	0,5
137	Junghennen	0,28	0,5
138	Schlacht- und Masttiere	0,29	0,5
140	Gänse	0,8	0,5
141	Enten	0,55	0,5
142	Truthühner	1,5	0,5

¹ Die Stickstoffausscheidung von Milchkühen wird unter Berücksichtigung der Milchleistung berechnet (SCHMIDT et al. 2007).

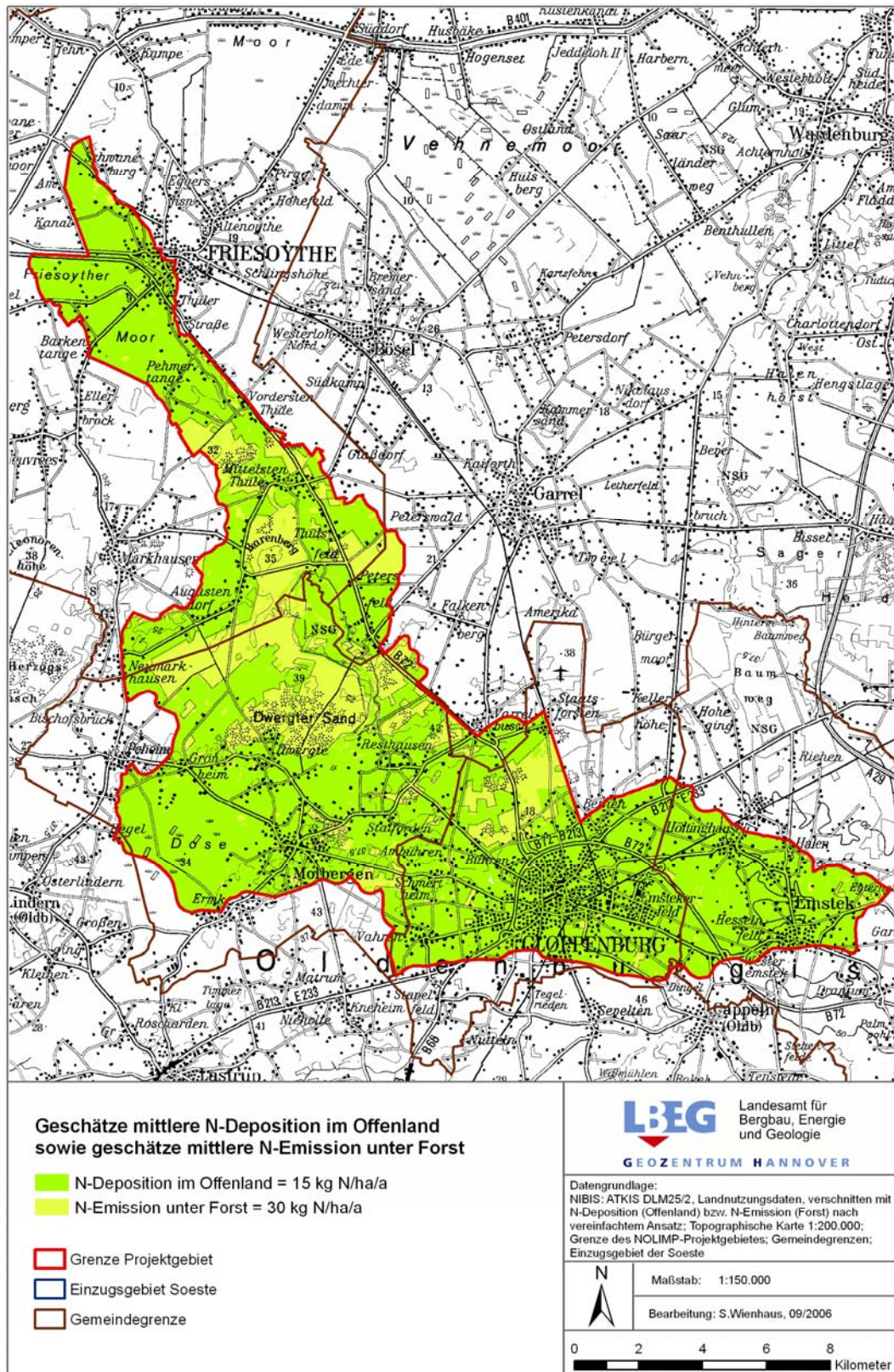
Anhang 9: N-Gehalte von Pflanzenprodukten und durch Leguminosen bindungsfähige N-Mengen.

Code	Bezeichnung	N-Gehalt [kg N/dt]	Legume N- Bindung [kg N/ha/a]
201	Winterweizen	1,95	
202	Sommerweizen	2,6	
203	Durum	2	
204	Triticale	1,65	
205	Roggen	1,51	
206	Wintergerste	1,65	
207	Sommergerste	1,65	
208	Hafer	1,51	
209	WMG	1,65	
210	SMG	1,65	
212	Körnermais	1,38	
213	CCM	1	
214	Futtererbsen	3,6	176
215	Ackerbohnen	4,1	200
216	alle anderen Hülsenfrüchte	4,1	120
217	Industriekartoffeln (Stärke, Alkohol)	0,35	
218	frühe Speisekartoffeln	0,35	
219	mittelfrühe und späte Speisekartoffeln	0,35	
220	Zuckerrüben	0,18	
221	Runkelrüben	0,18	
222	alle anderen Hackfrüchte	0,18	
223	Gemüse im Wechsel mit Feldgemüse	0,34	
224	Gemüse im Wechsel mit anderem Gemüse im Freiland	0,34	
225	Gemüse im Wechsel mit anderem Gemüse unter Glas	0,34	
226	Blumen im Freiland	0,3	
227	Blumen unter Glas	0,3	
228	Gartenbausämereien	0,3	
229	Winterraps	3,35	
230	Sommerraps	3,3	
231	Flachs (Lein)	3,5	
232	andere Ölfrüchte	3	
233	Körner Sonnenblumen	2,91	
234	Hopfen	3	
235	Tabak	3	
236	Rüben zur Samengewinnung	1,8	
237	Heil- und Gewürzpflanzen	0,5	
238	alle anderen Handelsgewächse	2	

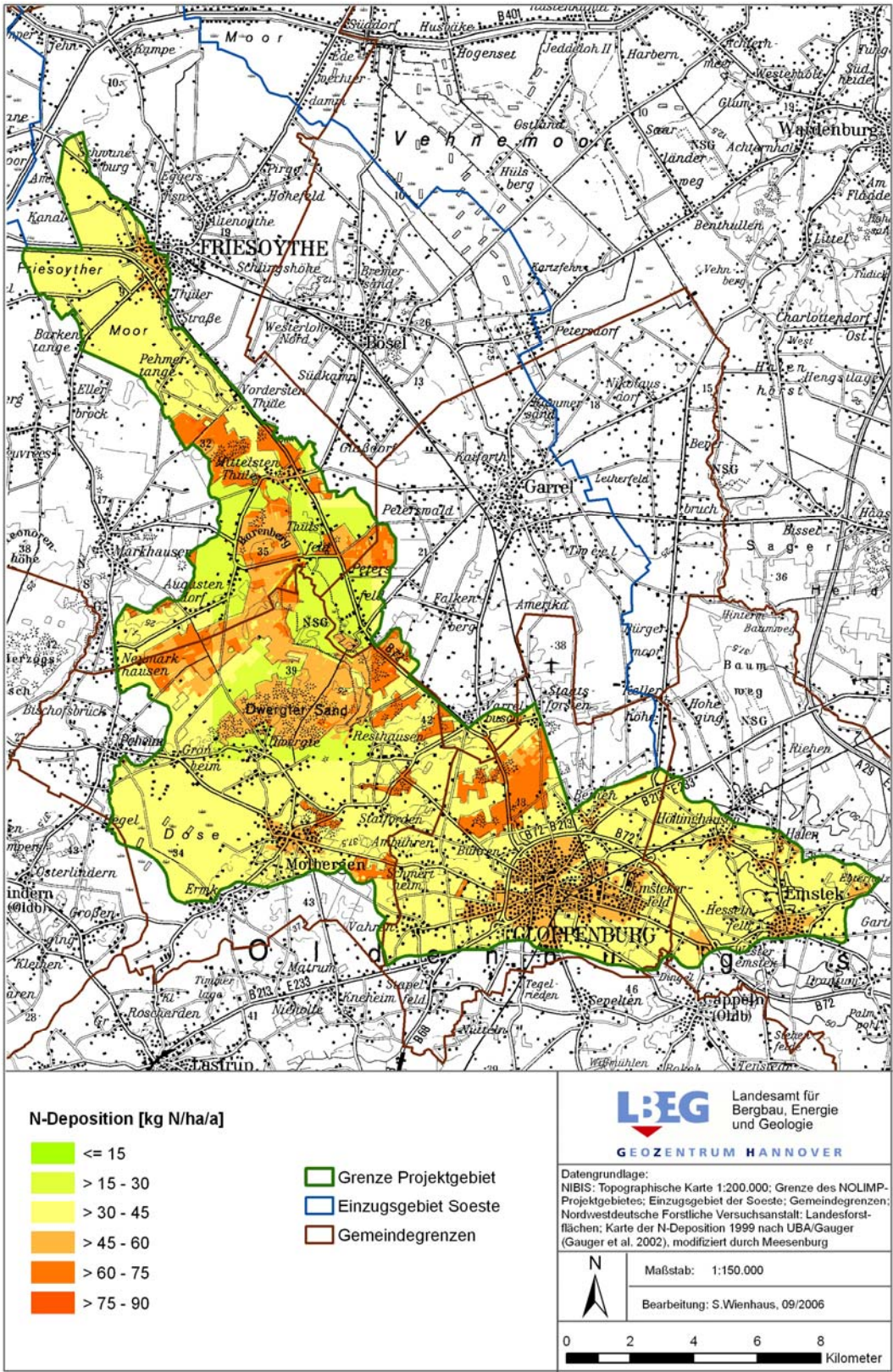
Anhang 9 (Fortsetzung).

Code	Bezeichnung	N-Gehalt [kg N/dt]	Legume N- Bindung [kg N/ha/a]
239	Kleegras	0,57	135
240	Luzerne	0,6	285
241	Grasanbau auf der Ackerfläche	0,48	
242	Silomais	0,43	
243	alle anderen Futterpflanzen	0,4	
244	Brache	0,5	
245	Ackerland	2	
246	Nutz- und Hausgarten	2	
247	Obstanlage	0,2	
248	Baumschule	2	
249	Dauerwiesen	2,8	30
250	Mähweiden	2,7	30
251	Dauerweiden	1,3	30
255	Hutungen	0,5	30
300	Industriekartoffeln (Speisezweck)	0,35	
301	Lupinen	5,2	250

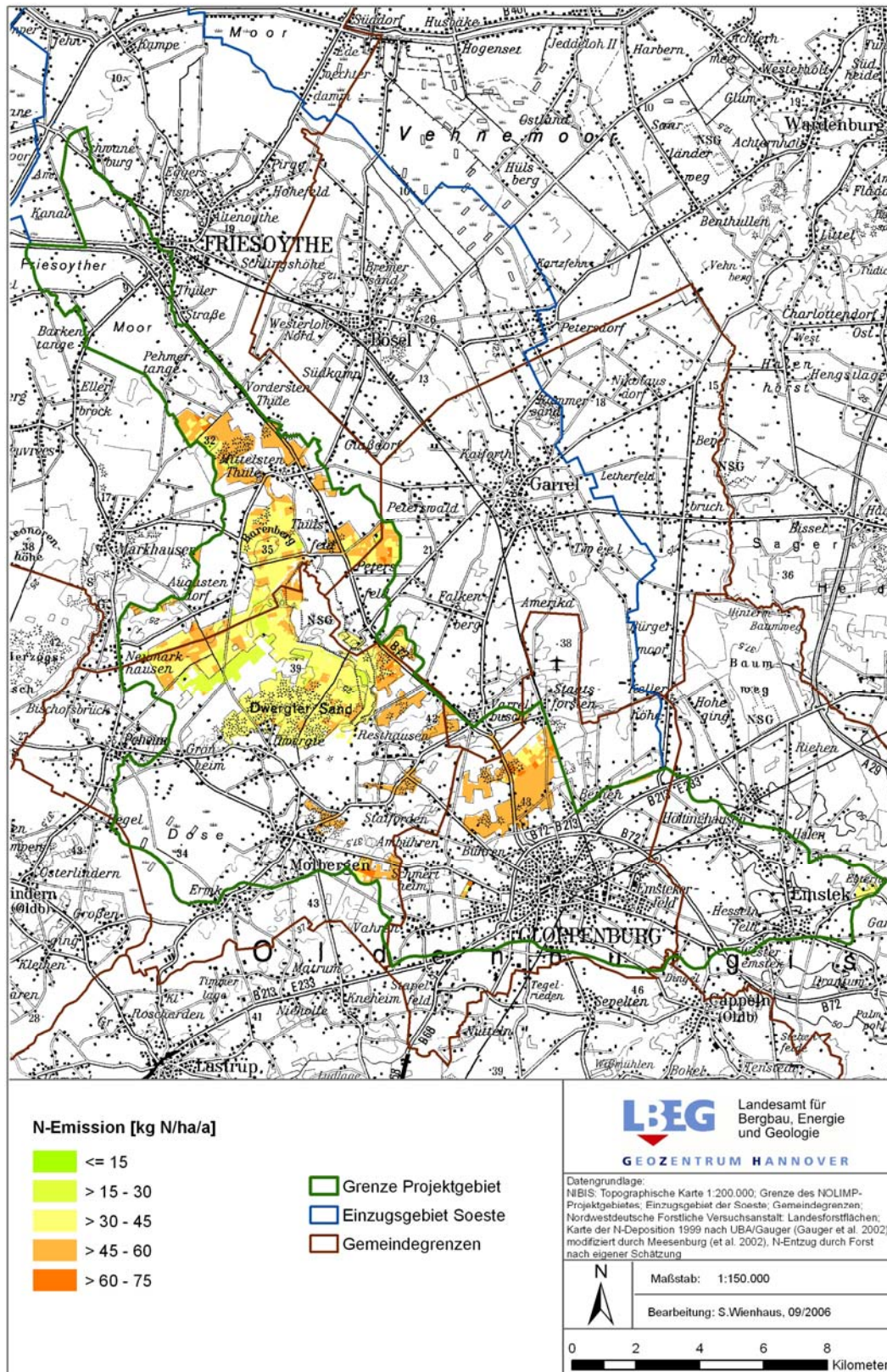
Anhang 10: N-Deposition im Offenland und N-Emission unter Forst nach einfachem Ansatz.



Anhang 11: N-Deposition nach GAUGER et al.,
modifiziert durch MEESENBURG et al.



Anhang 12: N-Emission unter Landesforsten, abgeleitet von der Deposition nach GAUGER et al.



Anhang 13: Denitrifikationsleistung in der Ackerkrume und der Wurzelzone bis 2 m Tiefe.

Denitrifikationsstufen		Rate	Grund-/Stauwassereinfluss	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen (Beispiele)
Nr.	Bezeichnung	kg N/ha/a			
1	sehr gering	< 10 [5] ¹⁾	[trocken] ganzjährig keine Wassersättigung	[gering humos] flachgründig verwitterte Festgesteine, tiefgründig verwitterte sandige Festgesteine sandige Lockergesteine	Felshumusboden, Syrosem ²⁾ , Ranker, Regosol ²⁾ , Rendzina, Braunerde ²⁾ , Podsol ²⁾ , Tiefumbruchboden aus Podsol und Pseudogley
2	gering	10 – 30 [20] ¹⁾	[trocken] ganzjährig keine Wassersättigung	[humos] Alluvium, Kolluvium; schluffige und tonige Lockergesteine, erhöhte Humusgehalte, auch im Unterboden	Pararendzina ²⁾ , Parabraunerde ²⁾ , Pelosol, Tschernosem ³⁾ , Auenboden ³⁾ , Kolluvisol ²⁾ , Plaggenesch ²⁾ , Tiefumbruchboden aus Moor
			[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[gering humos] sandige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Podsol-Gley (Sand-Gley); Pseudogley
3	mittel	30 – 50 [40] ¹⁾	[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[gering humos] schluffig-lehmige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Gley-Pseudogley, Pseudogley-Gley, Haftnässepseudogley
4	hoch	50 – > 150 [60] ¹⁾	[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[humos] nicht sandige, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine	Gley, Stagnogley, Tiefumbruchboden aus Gley, Gley-Auenboden ⁴⁾
			Grundwasser nur zeitweise im Torfkörper	[Torfe] Hoch- und Niedermoortorfe	Niedermoor, Hochmoor, Sanddeckkultur
5	sehr hoch	[100] ¹⁾	[nass] ganzjähriger Grundwassereinfluss (MHGW ≤ 6 dm)	[humos – reduzierter Schwefel] Tschernosem, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine, (Gesteine mit hohem Anteil an C und reduziertem S ⁵⁾)	Gley-Tschernosem, Marschböden, Tiefumbruchboden aus Marsch
		>> 150 [150] ¹⁾		[Torfe] Torfe, torfhaltige Substrate, organische Mudden	Niedermoor, Hochmoor, Moorgley, Organomarsch, Tiefumbruchboden aus Moor, Sanddeckkultur

(GÄTH et al. 1997, NLFb-Arbeitskreis „Bodenkundliche Beratung in WSG“, modifiziert)

¹⁾ im Rahmen des Projektes verwendete (mittlere) Denitrifikationsrate

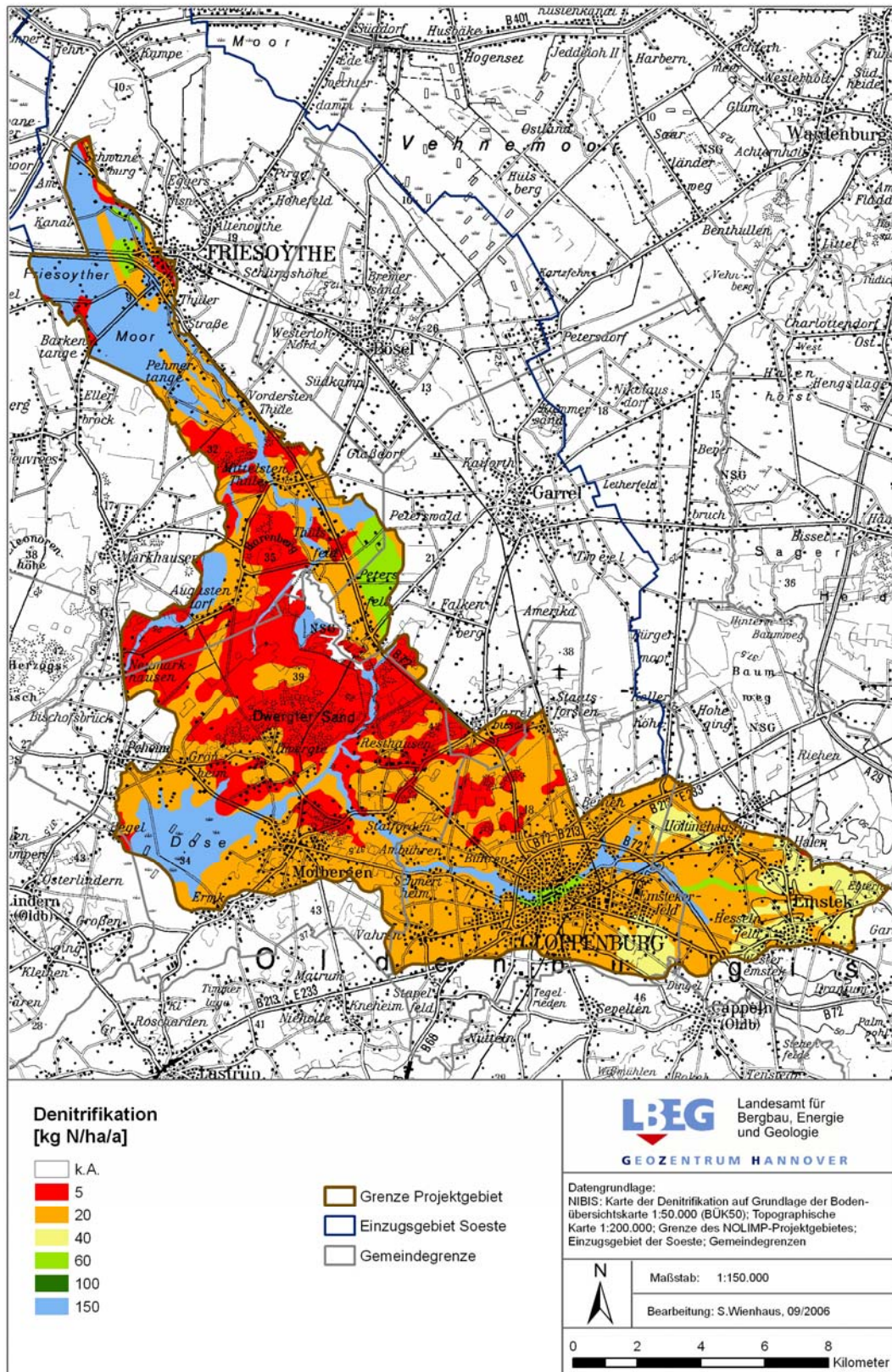
²⁾ bei mittleren bis starken Gley- oder Pseudogleymerkmalen eine Stufe höher

³⁾ bei mittleren bis starken Pseudogleymerkmalen eine Stufe höher

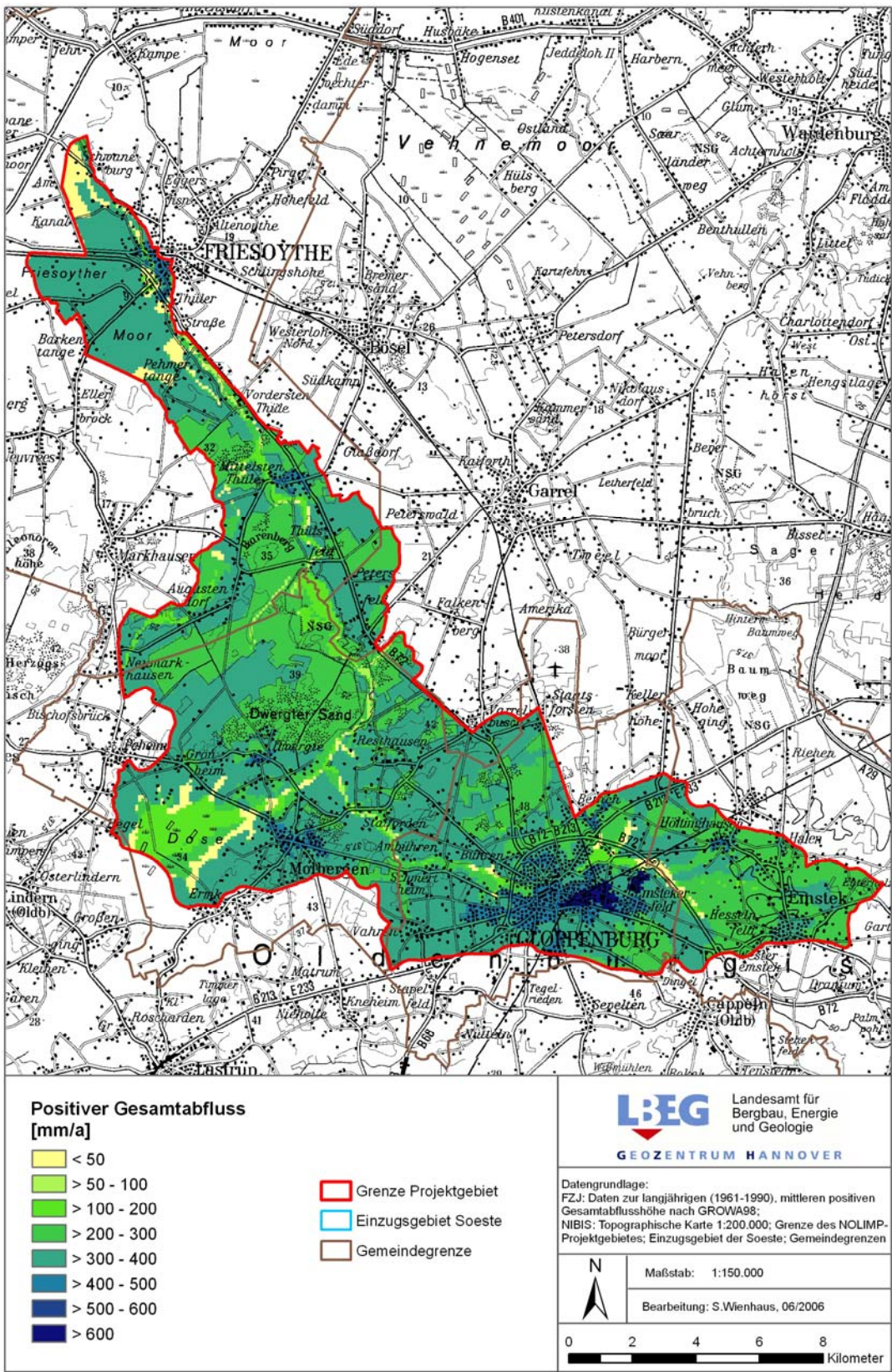
⁴⁾ bei organischer Substanz > 1 % oder Sulfitvorkommen im gesättigten Bereich eine Stufe höher

⁵⁾ z. B. Lias, Untere Kreide und Braunkohle- bzw. pyritthaltige Geschiebelehme

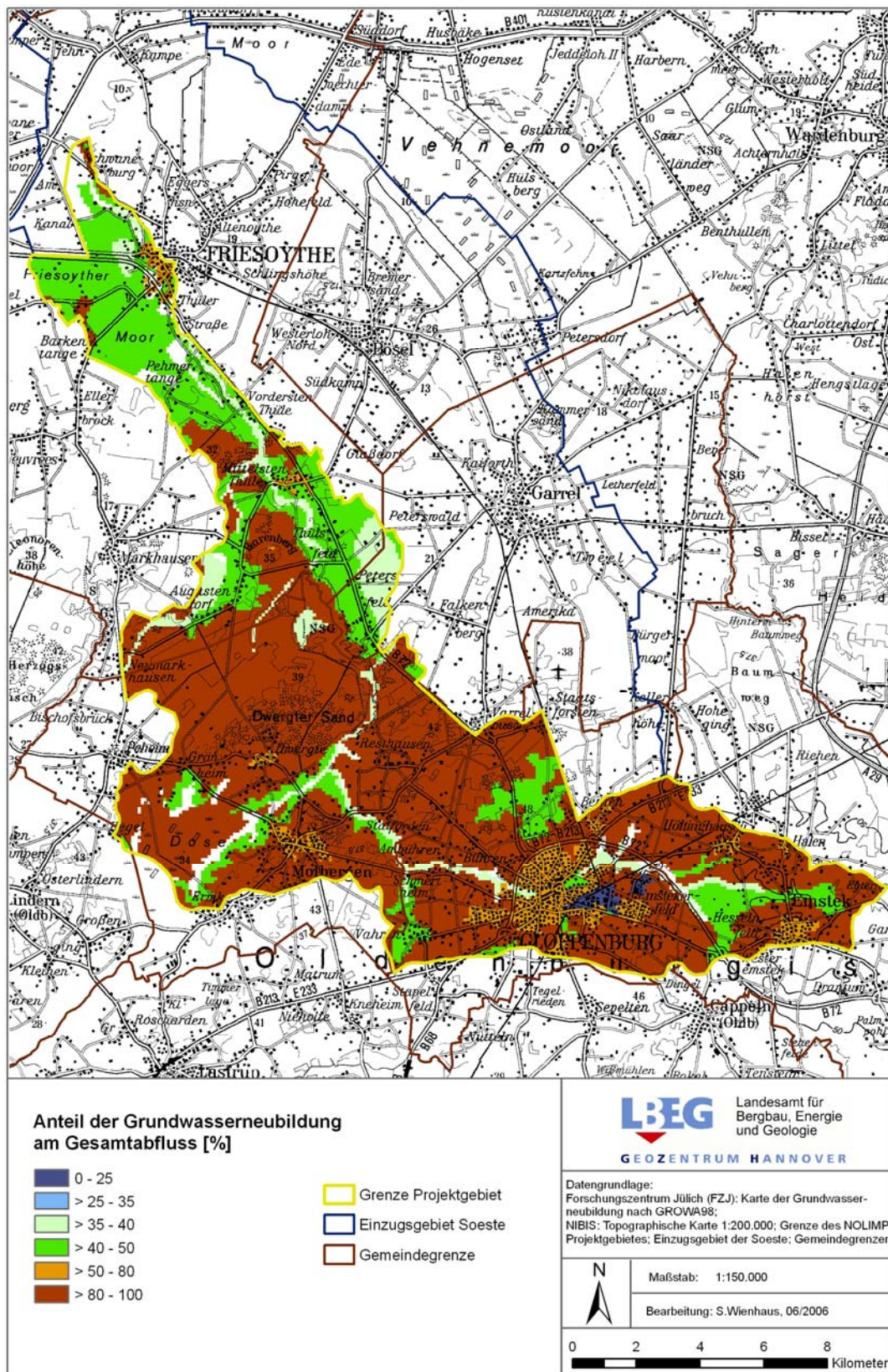
Anhang 14: Geschätzte jährliche Denitrifikationsraten, abgeleitet von den Bodentypen nach BÜK 50.



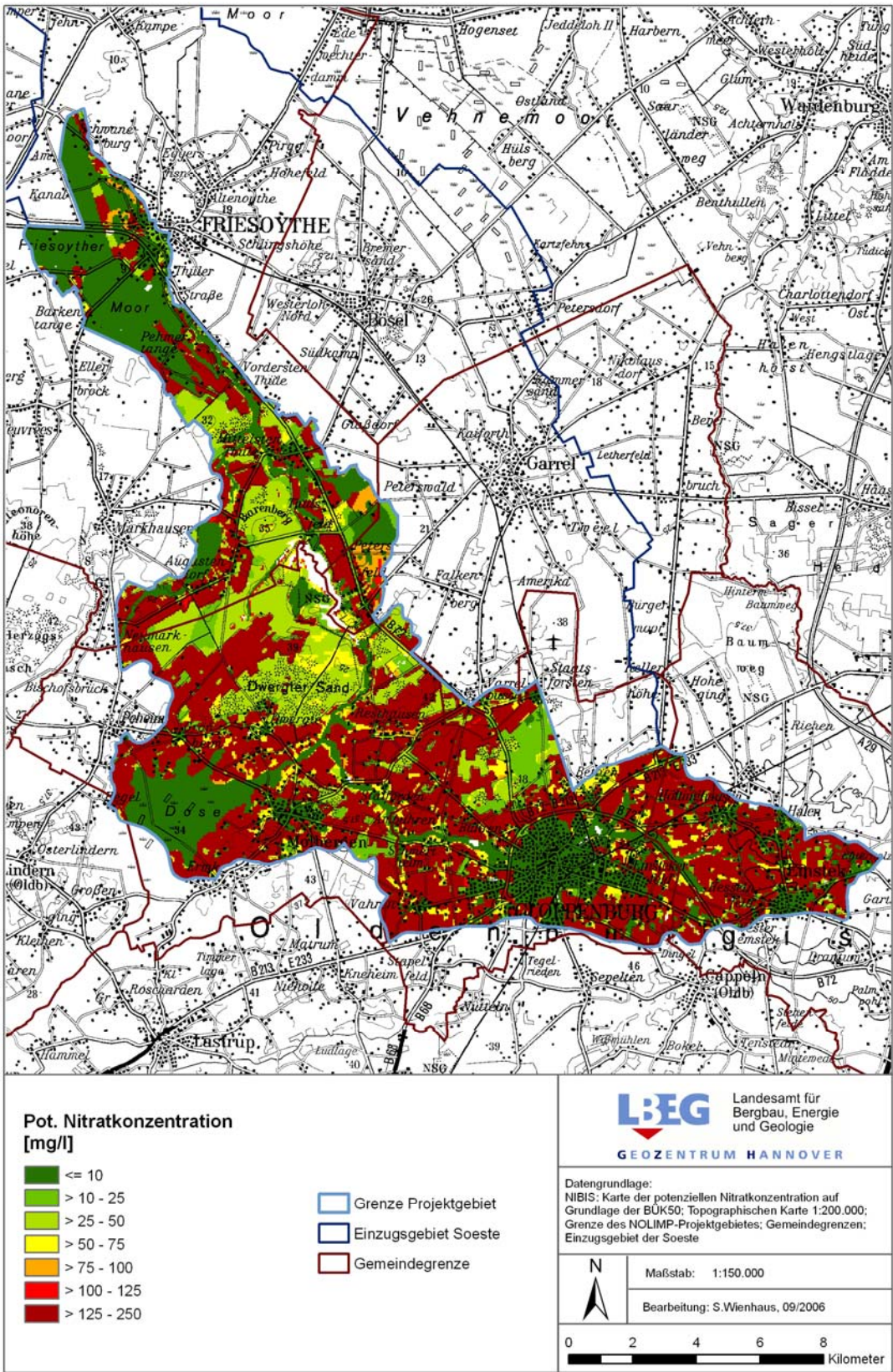
Anhang 15: Positiver Gesamtabfluss nach GROWA98.



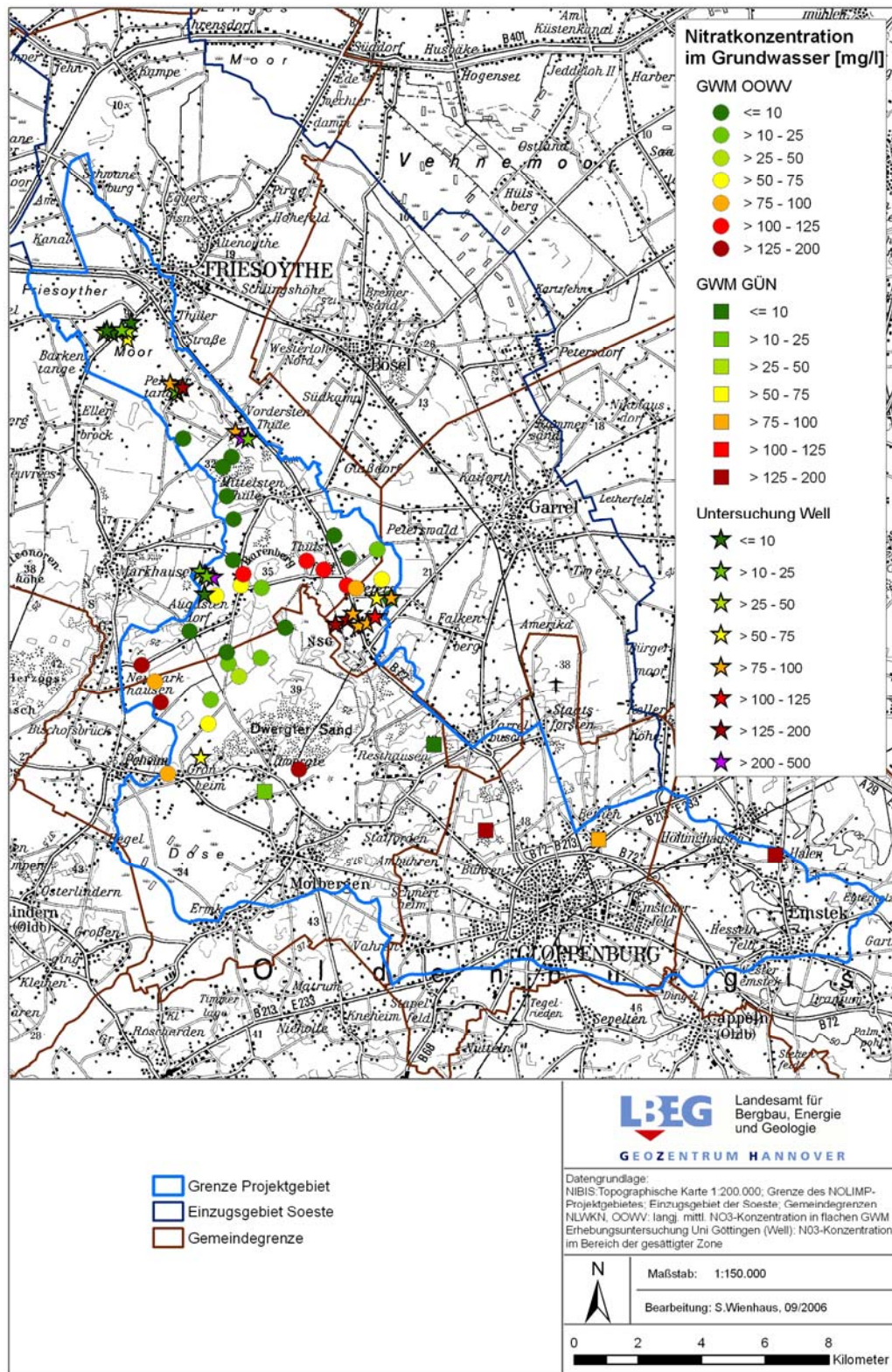
Anhang 16: Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss nach GROWA98.



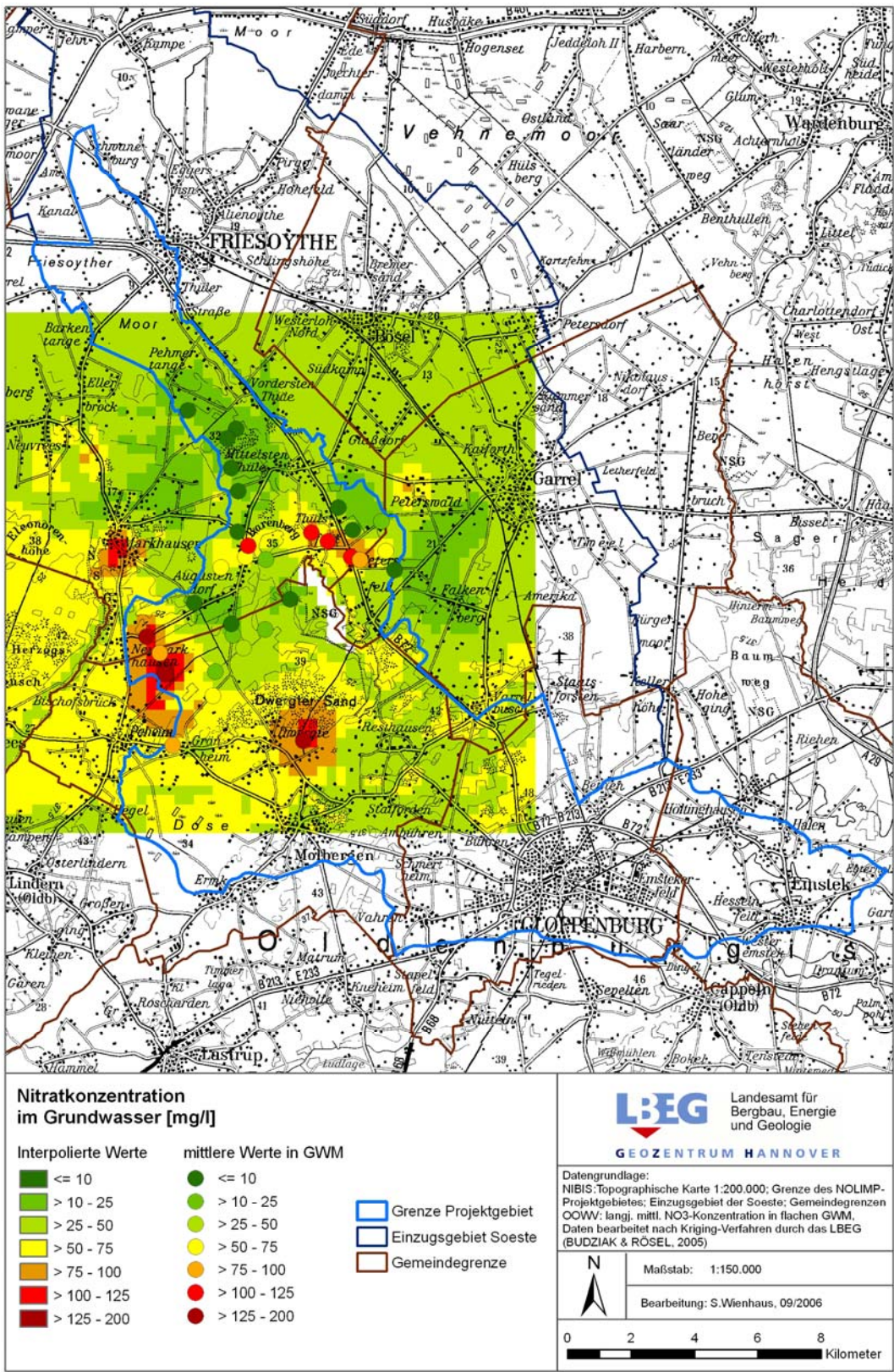
Anhang 17: Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser.



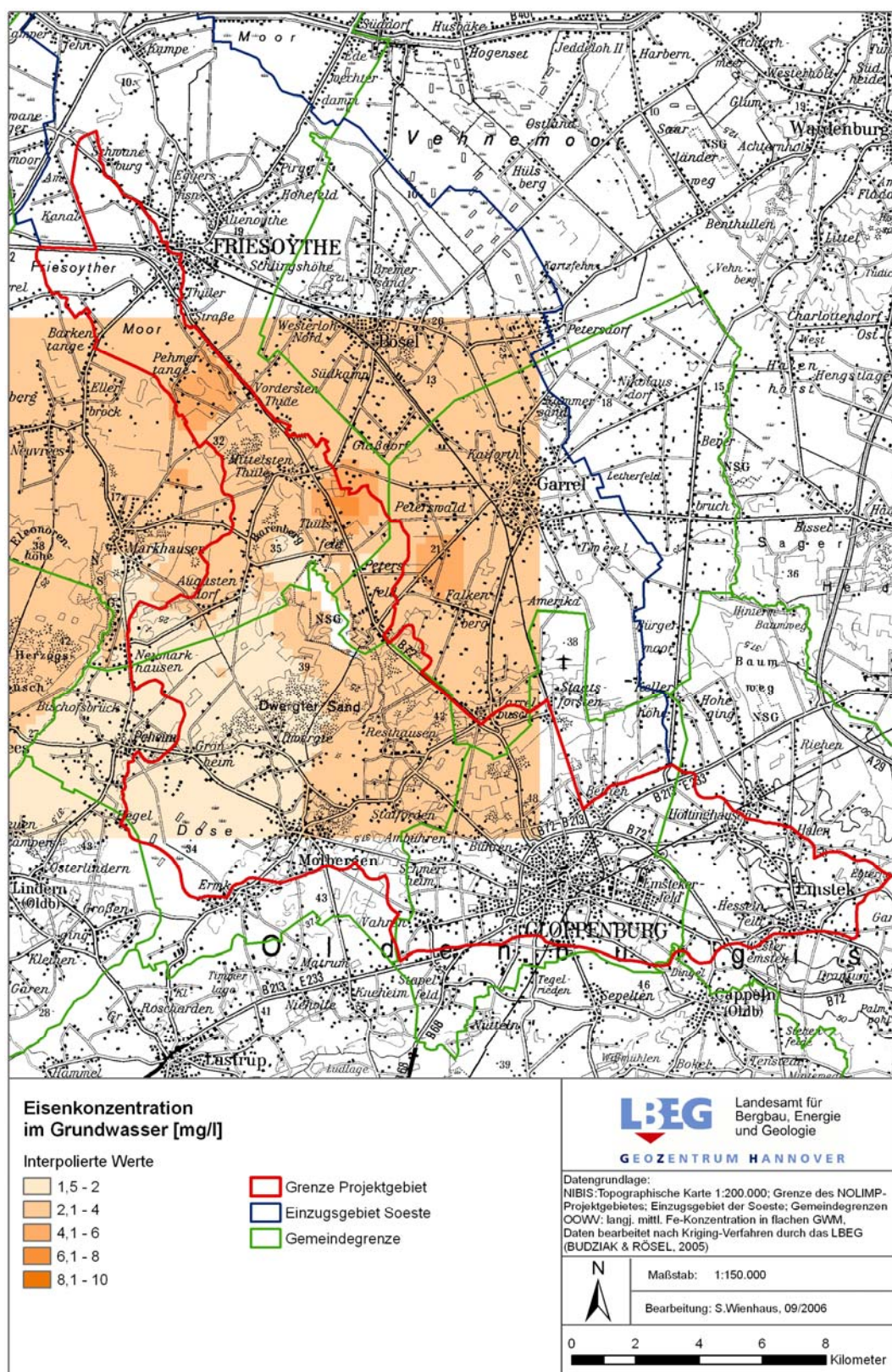
Anhang 18: Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser, gemessen in GWM des Landesmessnetzes (GÜN) und OOWV sowie bei einer Erhebungsuntersuchung von WELL.



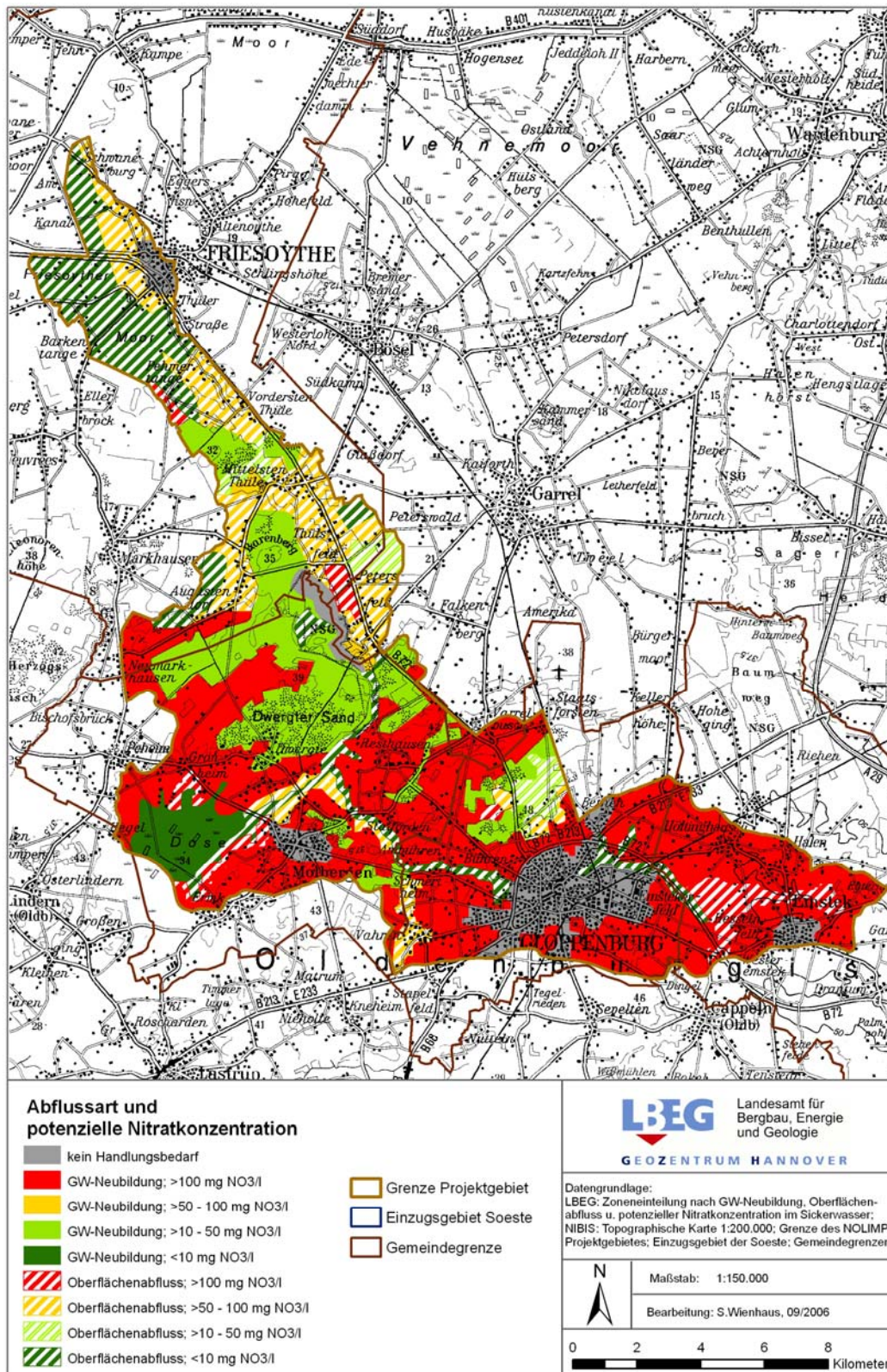
Anhang 19: Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser, gemessen in GWM des OOWV, flächenhafte Interpolation nach Kriging-Verfahren.



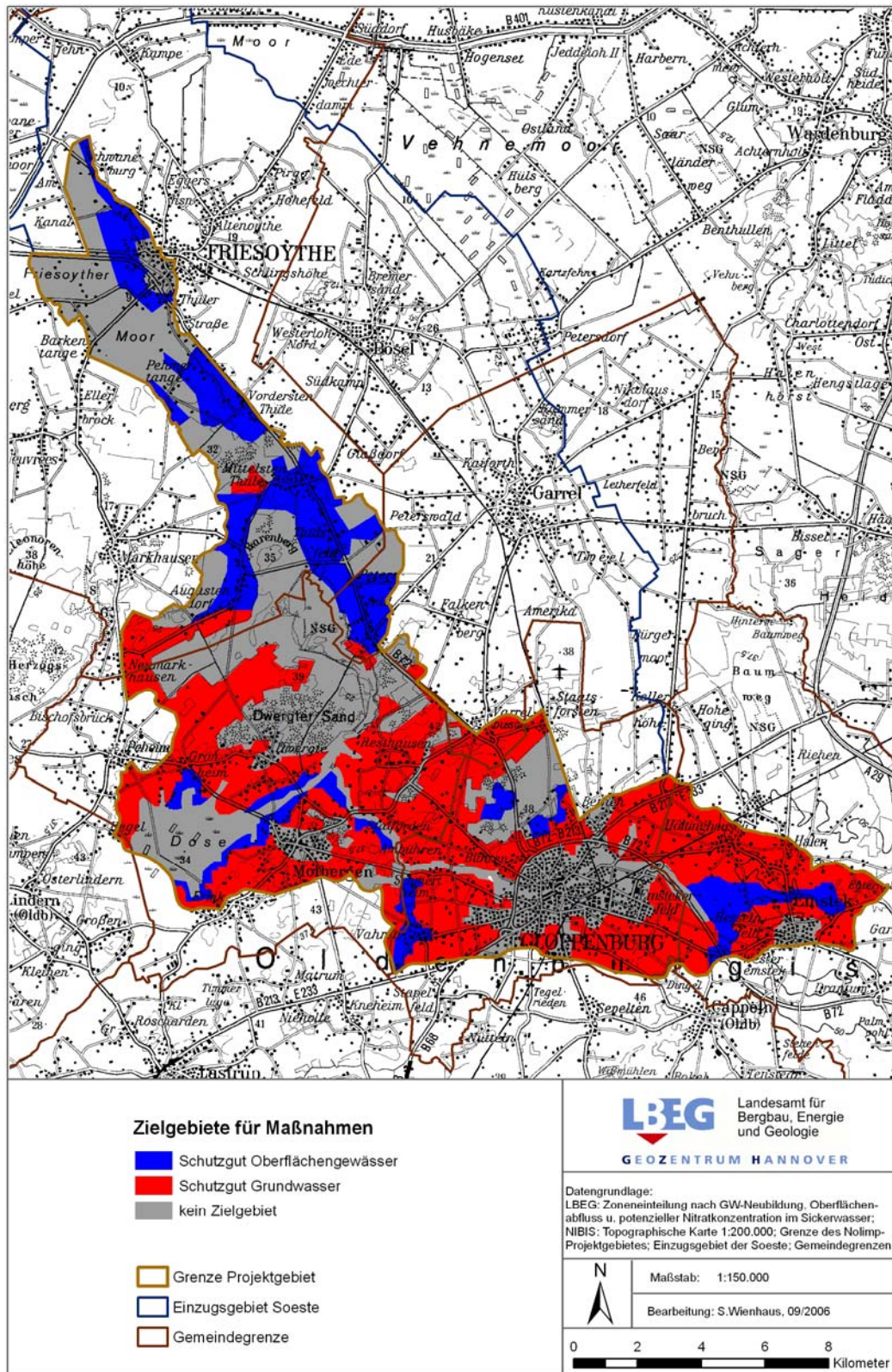
Anhang 20: Eisenkonzentration im oberflächennahen Grundwasser, gemessen in GWM des OOWV, flächenhafte Interpolation nach Kriging-Verfahren.



Anhang 21: Zonenausweisung nach Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss nach GROWA98 und der potenziellen Nitratbelastung im Sickerwasser.



Anhang 22: Zielgebiete für Maßnahmen zum Schutz des Grund- bzw. Oberflächenwassers.



Autoren

- Stefanie Wienhaus
Landesamt für Bergbau,
Energie und Geologie,
Referat L 3.4 „Boden- und
Grundwassermonitoring“,
Friedrich-Mißler-Str. 46 – 48,
28211 Bremen.
- Dr. Heinrich Höper
Landesamt für Bergbau,
Energie und Geologie,
Referat L 3.4 „Boden- und
Grundwassermonitoring“,
Friedrich-Mißler-Str. 46 – 48,
28211 Bremen.
- Dr. Michael Eisele
Landesamt für Bergbau,
Energie und Geologie,
Referat L 3.4 „Boden- und
Grundwassermonitoring“,
Friedrich-Mißler-Str. 46 – 48,
28211 Bremen.
- Dr. Henning Meesenburg
Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt,
Abteilung Umweltkontrolle,
Sachgebiet Intensives Umweltmonitoring,
Grätzelstr. 2,
37079 Göttingen.
- Dr. Walter Schäfer
Landesamt für Bergbau,
Energie und Geologie,
Referat L 3.4 „Boden- und
Grundwassermonitoring“,
Friedrich-Mißler-Str. 46 – 48,
28211 Bremen.

ISSN 1864 – 7529