

Von ca. km 100+000 bis ca. km 113+000

Nächster Ort: Dringenburg

Baulänge: 13,00 km

Länge der Anschlüsse:

Straßenbauverwaltung

des Landes Niedersachsen

FESTSTELLUNGSENTWURF

für den

Neubau der A 20,
von Westerstede bis Drochtersen
Abschnitt 1 von der A 28 bei Westerstede
bis zur A 29 bei Jaderberg

Deckblatt zur Planfeststellungsunterlage vom 28.04.2015

Unterlage zur FFH-VP Garnholt

<p>Aufgestellt: Oldenburg, den 28.04.2015</p> <p>Niedersächsische Landesbehörde für Straßenbau und Verkehr Geschäftsbereich Oldenburg</p> <p>im Auftrage : gez. Mannl</p>	
<p>Aufgestellt: Oldenburg, den 20.03.2020</p> <p>Niedersächsische Landesbehörde für Straßenbau und Verkehr Geschäftsbereich Oldenburg</p> <p>im Auftrage : gez. Hollander</p>	



**Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG**

**Immissionsschutz, Klima,
Aerodynamik, Umweltsoftware**

Mohrenstraße 14, D-01445 Radebeul

Telefon: +49 (0) 351 / 8 39 14 - 0

E-Mail: info.dd@lohmeyer.de

URL: www.lohmeyer.de

~~A 20 KÜSTENAUTOBAHN, ANSCHLUSS- DREIECK A 28~~

~~- STICKSTOFFDEPOSITIONEN IM FFH-GEBIET GARNHOLT -~~

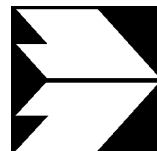
AKTUALISIERUNG

Auftraggeber: ~~Niedersächsische Landesbehörde für Straßen-
bau und Verkehr
Geschäftsbereich Oldenburg
Kaiserstraße 27
26122 Oldenburg~~

Dipl.-Geogr. F. Jänich
Dipl.-Ing. H. Lorentz

Dr. rer. nat. I. Düring

September 2012
Projekt 70883-12-01
Berichtsumfang 26 Seiten



**Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG**

**Immissionsschutz, Klima,
Aerodynamik, Umweltsoftware**

Mohrenstraße 14, D-01445 Radebeul

Telefon: +49 (0) 351 / 8 39 14 - 0

E-Mail: info.dd@lohmeyer.de

URL: www.lohmeyer.de

A 20, BAUABSCHNITT 1, ANSCHLUSSDREIECK A 28 STICKSTOFFDEPOSITIONEN IM FFH-GEBIET GARNHOLT

Auftraggeber:

Niedersächsische Landesbehörde
für Straßenbau und Verkehr
- Geschäftsbereich Oldenburg -
Kaiserstraße 27
26122 Oldenburg

Bearbeitung:

Lohmeyer GmbH
Niederlassung Karlsruhe

März 2020
Projekt 20075-20-01
Berichtsumfang 50 Seiten

Büro

Niederlassung Karlsruhe: An der Roßweid 3, 76229 Karlsruhe, Tel.: +49 (0) 721 / 6 25 10 — 62510-0, E-Mail: info.ka@lohmeyer.de

Niederlassung Dresden: Mohrenstraße 14, 01445 Radebeul, Tel.: +49 (0) 351 / 8394-0, E-Mail: info.dd@lohmeyer.de
Niederlassung Dorsten: Alleestraße 10, 46282 Dorsten, Tel.: +49 (0) 2362 / 99337-10, E-Mail: info.dorsten@lohmeyer.de

INHALTSVERZEICHNIS

1	AUFGABENSTELLUNG	4
2	VORGEHENSWEISE	5
3	EINGANGSDATEN	6
3.1	Verkehr	6
3.2	Meteorologie	10
4	EMISSIONEN	12
4.1	Betrachtete Schadstoffe	12
4.2	Methode zur Bestimmung der Emissionsfaktoren	12
4.3	Emissionen des untersuchten Straßennetzes	13
5	METHODIK	18
5.1	Vorgehen bezüglich Deposition	18
5.2	Berechnungsverfahren	19
6	ERGEBNISSE	21
7	LITERATUR	25
	ERLÄUTERUNG VON FACHAUSDRÜCKEN	1
1	ZUSAMMENFASSUNG	5
2	AUFGABENSTELLUNG	8
3	VORGEHENSWEISE	9
3.1	Zusammenfassung der Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffe	9
3.2	Berechnungsverfahren	10
4	EINGANGSDATEN	14
4.1	Lagedaten	14
4.2	Verkehrsdaten	14

4.3 Meteorologische Daten	19
4.4 Schadstoffhintergrundbelastung der Luft	22
5 EMISSIONEN	23
5.1 Betrachtete Schadstoffe	23
5.2 Methode zur Bestimmung der Emissionsfaktoren.....	23
5.3 Emissionen des untersuchten Straßennetzes.....	25
6 ERGEBNISSE HINSICHTLICH DEM SCHUTZ DER VEGETATION.....	32
6.1 Stickstoffoxidimmissionen.....	38
6.2 Stickstoffeintrag	41
7 LITERATUR	47
A1 BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN.....	53
A2 BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR IMMISSIONSERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION	58
A3 EMISSIONEN DER STRASSENABSCHNITTE	65

Hinweise:

Vorliegender Bericht darf ohne schriftliche Zustimmung des Ingenieurbüros der Lohmeyer GmbH & Co. KG nicht auszugsweise vervielfältigt werden.

Die Tabellen und Abbildungen sind kapitelweise durchnummeriert.

Literaturstellen sind im Text durch Name und Jahreszahl zitiert. Im Kapitel Literatur findet sich dann die genaue Angabe der Literaturstelle.

Es werden Dezimalpunkte (= wissenschaftliche Darstellung) verwendet, keine Dezimalkommas. Eine Abtrennung von Tausendern erfolgt durch Leerzeichen.

ERLÄUTERUNG VON FACHAUSDRÜCKEN

Emission / Immission

Als Emission bezeichnet man die von einem Fahrzeug ausgestoßene Luftschadstoffmenge in Gramm Schadstoff pro Kilometer oder bei anderen Emittenten in Gramm pro Stunde. Die in die Atmosphäre emittierten Schadstoffe werden vom Wind verfrachtet und führen im umgebenden Gelände zu Luftschadstoffkonzentrationen, den so genannten Immissionen. Diese Immissionen stellen Luftverunreinigungen dar, die sich auf Menschen, Tiere, Pflanzen und andere Schutzgüter überwiegend nachteilig auswirken. Die Maßeinheit der Immissionen am Untersuchungspunkt ist μg (oder mg) Schadstoff pro m^3 Luft ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ oder mg/m^3).

Hintergrundbelastung / Zusatzbelastung / Gesamtbelastung

Als Hintergrundbelastung werden im Folgenden die Immissionen bezeichnet, die bereits ohne die Emissionen des Straßenverkehrs auf den betrachteten Straßen an den Untersuchungspunkten vorliegen. Die Zusatzbelastung ist diejenige Immission, die ausschließlich vom Verkehr auf dem zu untersuchenden Straßennetz oder der zu untersuchenden Straße hervorgerufen wird. Die Gesamtbelastung ist die Summe aus Hintergrundbelastung und Zusatzbelastung und wird in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ oder mg/m^3 angegeben.

Grenzwerte / Vorsorgewerte

Grenzwerte sind zum Schutz der menschlichen Gesundheit vom Gesetzgeber vorgeschriebene Beurteilungswerte für Luftschadstoffkonzentrationen, die nicht überschritten werden dürfen, siehe z.B. Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. Vorsorgewerte stellen zusätzliche Beurteilungsmaßstäbe dar, die zahlenmäßig niedriger als Grenzwerte sind und somit im Konzentrationsbereich unterhalb der Grenzwerte eine differenzierte Beurteilung der Luftqualität ermöglichen.

Jahresmittelwert / ~~98-Perzentilwert~~ / Kurzzeitwert (Äquivalentwert)

An den betrachteten Untersuchungspunkten unterliegen die Konzentrationen der Luftschadstoffe in Abhängigkeit von Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Verkehrsaufkommen etc. ständigen Schwankungen. Die Immissionskenngrößen Jahresmittelwert, ~~98-Perzentilwert~~ und weitere Kurzzeitwerte charakterisieren diese Konzentrationen. Der Jahresmittelwert stellt den über das Jahr gemittelten Konzentrationswert dar. Eine Einschränkung hinsichtlich Beurteilung der Luftqualität mit Hilfe des Jahresmittelwertes besteht darin, dass er nichts über Zeiträume mit hohen Konzentrationen aussagt. Eine das ganze Jahr über konstante Konzentration kann

zum gleichen Jahresmittelwert führen wie eine zum Beispiel tagsüber sehr hohe und nachts sehr niedrige Konzentration. ~~Der Gesetzgeber hat deshalb zusätzlich zum Jahresmittelwert z. B. den so genannten 98-Perzentilwert (oder 98-Prozent-Wert) der Konzentrationen eingeführt. Das ist derjenige Konzentrationswert, der in 98 % der Zeit des Jahres unterschritten wird.~~

Die Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (39. BImSchV) fordert die Einhaltung ~~weiterer Kurzzeitwerte~~ von **Kurzzeitwerten** in Form des Stundenmittelwertes der NO₂-Konzentrationen von 200 µg/m³, der nicht mehr als 18 Stunden pro Jahr überschritten werden darf, und des Tagesmittelwertes der PM10-Konzentration von 50 µg/m³, der maximal an 35 Tagen überschritten werden darf. Da diese Werte derzeit nicht direkt berechnet werden können, erfolgt die Beurteilung hilfsweise anhand von abgeleiteten Äquivalentwerten auf Basis der ~~98-Perzentil- bzw. Jahresmittelwerte~~ **bzw. 98-Perzentilwerte (Konzentrationswert, der in 98% der Zeit des Jahres unterschritten wird)**. Diese Äquivalentwerte sind aus Messungen abgeleitete Kennwerte, bei deren Unterschreitung auch eine Unterschreitung der Kurzzeitwerte erwartet wird.

Verkehrssituation

Emissionen und Kraftstoffverbrauch der Kraftfahrzeuge (Kfz) hängen in hohem Maße vom Fahrverhalten ab, das durch unterschiedliche Betriebszustände wie Leerlauf im Stand, Beschleunigung, Fahrt mit konstanter Geschwindigkeit, Bremsverzögerung etc. charakterisiert ist. Das typische Fahrverhalten kann zu so genannten Verkehrssituationen zusammengefasst werden. Verkehrssituationen sind durch die Merkmale eines Straßenabschnitts wie Geschwindigkeitsbeschränkung, Ausbaugrad, Vorfahrtregelung etc. charakterisiert. In der vom Umweltbundesamt herausgegebenen Datenbank „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ sind für verschiedene Verkehrssituationen Angaben über Schadstoffemissionen angegeben.

NO_x zum Schutz der Vegetation

Zum Schutz der Vegetation nennt die 39. BImSchV einen kritischen Wert für Stickstoffoxide (NO_x) von 30 µg/m³ im Jahresmittel. Dieser „kritische Wert“ ist ein auf Grund wissenschaftlicher Erkenntnisse festgelegter Wert, dessen Überschreitung unmittelbare schädliche Auswirkungen für manche Rezeptoren wie Bäume, Pflanzen oder natürliche Ökosysteme haben kann.

Deposition

Unter atmosphärischer Deposition werden die Stoffflüsse aus der Erdatmosphäre auf die Erdoberfläche verstanden, das heißt der Austrag und die Ablagerung von gelösten, partikelgebundenen oder gasförmigen Luftinhaltsstoffen auf Oberflächen biotischer oder abiotischer Systeme.

Die atmosphärische Deposition ist ein komplexer, aus vielen Einzelmechanismen bestehender Vorgang. Größere Partikel und Tropfen folgen der Schwerkraft und sedimentieren. Kleinere schwebende Partikel werden mit den Turbulenzen der Luftströmungen auf Oberflächen abgelagert. Gase werden an feuchten Oberflächen gelöst oder von trockenen Oberflächen adsorbiert.

Trockene atmosphärische Deposition ist der Austrag von Substanzen durch feste Partikel und kleine flüssige Partikel (Nebel- und Wolkentröpfchen) sowie von Gasen aus der Atmosphäre einschließlich ihrer Ablage auf Akzeptoroberflächen. Der Vorgang des Austrags und der Ablage von Stoffen durch kleine flüssige Partikel (Tröpfchen) wird auch gesondert als feuchte atmosphärische Deposition bezeichnet. *Nasse atmosphärische Deposition* ist der Austrag von gelösten und ungelösten (an Partikeln haftenden) Substanzen durch wässrige Niederschläge wie Regen, Schnee und Hagel.

1 AUFGABENSTELLUNG-ZUSAMMENFASSUNG

Die Niedersächsische Landesbehörde für Straßenbau und Verkehr plant die Küstenautobahn In Niedersachsen ist der Neubau der A 20 am Autobahndreieck geplant. Der 1. Bauabschnitt umfasst den Anschluss an die A 28. Nahe bei Westerstede, ca. 15 km nordwestlich von Oldenburg. In der Umgebung des geplanten TrasseAnschlussdreiecks befindet sich das FFH-Gebiet „Garnholt“. Im Planverfahren werden zur-, das u.a. empfindlich gegenüber Stickstoffeintrag ist.

Für diese Planungen wurden Aussagen zu den Stickstoffoxidbelastungen (NO_x) sowie den verkehrsbedingten Stickstoffeinträgen (N-Deposition) in den Boden in das ausgewiesene Flora- und Faunahabitat (FFH)-Gebiet vorgelegt. Die Ergebnisse dienen als Grundlage für die Beurteilung des Einflusses der geplanten Autobahn der ökologischen Auswirkungen auf sensible Biotop Aussagen die Vegetation (speziell in den FFH-Gebieten) bei Realisierung der aktuellen Planungen zur A 20; die ökologische Beurteilung der Ergebnisse ist nicht Bestandteil dieses Gutachtens.

Betrachtet wurden der Planfall und zum Vergleich der Prognosenullfall ohne bauliche Änderungen für das Jahr 2030. Die Immissionsberechnungen erfolgten entsprechend der mit dem BAST-Forschungsbericht „Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Stickstoffeintrag resultierend Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotop“ eingeführten und im Stickstoffleitfaden „Hinweise zur Prüfung von Stickstoffeinträgen in der FFH-Verträglichkeitsprüfung – H PSE“ (FGSV, 2019) übernommenen Konventionen für die Berücksichtigung des verkehrsbedingten Stickstoffeintrags in Planungsverfahren. Die Emissionsberechnung erfolgt auf der Grundlage der vom Umweltbundesamt herausgegebenen Datenbank „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ Version 4.1 (UBA, 2019). Wegen der inhaltlichen Anforderungen, speziell dem Stickstoffeintrag, wird das für die vorliegende Fragestellungen geeignete Berechnungsverfahren PROKAS angewandt, wobei als Ausbreitungsmodell das dreidimensionale Ausbreitungsmodell LASAT (Lagrangemodell in Anlehnung an das Modell der TA Luft) verwendet wird. Zur Ermittlung der Immissionen im Untersuchungsgebiet werden die Emissionen des Verkehrs auf den berücksichtigten Straßen und die Ausbreitung der freigesetzten Schadstoffe in der Luft berechnet. Die Schadstoffausbreitung wird dabei für die Kombinationen aus Stickoxid- (NO_x) Emissionssituationen, Windrichtung, Windgeschwindigkeit und atmosphärischen Stabilitätsbedingungen unter Berücksichtigung der Topografie si-

muliert. Die Schadstoffkonzentrationen für NO_x und NH_3 werden mit dem Verfahren PRO-KAS/LASAT flächenhaft für das Untersuchungsgebiet berechnet. Der Stickstoffeintrag (N-Deposition) in den Boden in das ausgewiesene Flora- und Faunahabitat (FFH)-Gebiet wird resultierend aus straßenverkehrsbedingten NO_x - und Ammoniakeinträgen (NH_3) benötigt. Dazu wurden bereits Berechnungen in unserem Haus durchgeführt (Lohmeyer, 2011). Die Aktualisierung soll aufgrund aktueller Eingangsdaten und dem neueren Stand der Berechnungsmethodik durchgeführt werden. Im Einzelnen sind dies: [ermittelt](#).

- neue Verkehrsbelegungsdaten
- verfeinerte Parametrisierung der fahrzeugerzeugten Turbulenz in LASAT
- Verwendung der Depositionsgeschwindigkeiten nach VDI 3782 Blatt 5

Für die Fragestellung werden folgende Berechnungsfälle unterschieden:

- der Prognose-Nullfall 2023 mit der baulichen Situation des Istzustandes und die Verkehrsbelegung aus 2025 und
- der Prognose-Planfall 2023 mit Umsetzung der Baumaßnahme und den Verkehrszahlen aus 2025.

Im Prognosenullfall werden in dem FFH-Gebiet an der A 28 NO_x-Immissionen bis leicht über 34 µg/m³ berechnet.

Im Planfall werden in dem Bereich entlang der geplanten Trasse der A 20 gegenüber dem Prognosenullfall erhöhte NO_x-Immissionen prognostiziert. In dem FFH-Gebiet südlich der A 28 im Planfall NO_x-Immissionen bis 38 µg/m³ berechnet; d.h. die verkehrsbedingte NO_x-Zusatzbelastung beträgt gegenüber dem Prognosenullfall an den zur A 28 nächstgelegenen Bereichen des FFH-Gebietes weniger als 4 µg/m³, überwiegend jedoch unter 1 µg/m³.

Im Prognosenullfall sind in dem FFH-Gebiet „Garnholt“ an der A 28 verkehrsbedingte Stickstoffeinträge bis 3.5 kg N/(ha × a), überwiegend unter 0.3 kg N/(ha × a) abgeleitet.

Im Planfall werden durch die geplante A 20 auch auf der A 28 höhere Verkehrsstärken und damit etwas höhere Stickstoffeinträge prognostiziert, die in dem FFH-Gebiet „Garnholt“ an der A 28 mit verkehrsbedingten Stickstoffeinträgen bis 4 kg N/(ha × a), überwiegend unter 0.3 kg N/(ha × a) abgeleitet sind. Die Änderung der verkehrsbedingten Zusatzbelastung der Stickstoffdeposition im Planfall gegenüber dem Prognosenullfall beträgt in einem kleinen Bereich nahe der A 28 bis 0.5 kg N/(ha × a), im überwiegenden Bereich des FFH-Gebietes weniger als 0.3 kg/(ha*a).

Für einen modifizierten Planfall mit Tempolimit 120 km/h auf der A 28 am FFH-Gebiet in Fahrtrichtung Osten werden im Bereich des FFH-Gebietes „Garnholt“ keine Zunahmen des Stickstoffeintrags über 0.3 kg/(ha*a) prognostiziert.

2 AUFGABENSTELLUNG

In Niedersachsen ist der Neubau der A 20 geplant. Der 1. Bauabschnitt umfasst den Anschluss an die A 28 bei Westerstede, ca. 15 km nordwestlich von Oldenburg. In der Umgebung des geplanten Anschlussdreiecks befindet sich das FFH-Gebiet „Garnholt“, das u.a. empfindlich gegenüber Stickstoffeintrag ist.

Für die Planungen dieses Bauabschnitts und zum Vergleich mit dem Prognosenullfall ohne bauliche Änderungen, sind Aussagen zu den Stickstoffoxidbelastungen (NO_x) sowie den verkehrsbedingten Stickstoffeinträgen (N-Deposition) in den Boden in dem ausgewiesenen Flora- und Faunahabitat (FFH)-Gebiet zu erarbeiten. Hierfür werden die NO_x-Immissionen und die N-Deposition resultierend aus straßenverkehrsbedingten NO_x- und Ammoniaketrägen für das FFH-Gebiet ermittelt.

Für die Planungen liegt ein Verkehrsgutachten für das Prognosejahr 2030 vor und es liegt eine neue Emissionsdatenbank für den Kfz-Verkehr seit September 2019 mit Anhebungen der Emissionen für Diesel-PKW vor; diese Belange sind für das Fachgutachten zu berücksichtigen.

Die Ergebnisse sollen als Grundlage für die Beurteilung der ökologischen Auswirkungen auf die Vegetation (speziell in die FFH-Gebiete) bei Realisierung der aktuellen Planungen zur A 20 dienen. Die ökologische Beurteilung der Ergebnisse ist nicht Bestandteil dieses Gutachtens.

23 VORGEHENSWEISE

Bei der Verbrennung des Kfz-Kraftstoffes wird eine Vielzahl von Schadstoffen freigesetzt, die die menschliche Gesundheit und die Ökosysteme gefährden können. Im Rahmen der vorliegenden Luftschadstoffuntersuchung ist zu prüfen, ob die durch die geplanten Baumaßnahmen verursachten Auswirkungen die Luftkonzentrationen der Schadstoffe (Immissionen) unter Berücksichtigung der bereits vorhandenen Hintergrundbelastung in gesetzlich unzulässigem Maße erhöhen. Der Vergleich der Schadstoffkonzentrationen mit schadstoffspezifischen Beurteilungswerten, z.B. Grenzwerten, die vom Gesetzgeber zum Schutz der menschlichen Gesundheit und der Ökosysteme festgelegt werden, lässt Rückschlüsse auf die Luftqualität zu. Für den Kfz-Verkehr relevant ist v.a. die 39. BImSchV, die seit August 2010 u.a. die 22. BImSchV ersetzt bei unveränderten Grenzwerten für NO_2 , PM_{10} und NO_x .

Neben der Betrachtung der straßenverkehrsbedingten NO_x -Emissionen und -Immissionen werden für die Ermittlung des Stickstoffeintrags (N-Deposition) in den Boden in empfindlichen Vegetationsbereichen (z.B. Lebensraumtypen) zusätzlich verkehrsbedingte Ammoniakemissionen (NH_3) betrachtet. Seit 2013 liegt der BAST-Forschungsbericht „Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotop“ (BAST, 2013) und seit 2019 liegt der Stickstoffleitfaden „Hinweise zur Prüfung von Stickstoffeinträgen in der FFH-Verträglichkeitsprüfung – H PSE“ (FGSV, 2019) vor, die Konventionen für die Berücksichtigung des verkehrsbedingten Stickstoffeintrags in Planungsverfahren beschreiben.

3.1 Zusammenfassung der Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffe

Als fachlicher Maßstab für die Beurteilung zum Schutz der Vegetation wird in der 39. BImSchV für NO_x ein kritischer Wert von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel genannt, der auf Grund wissenschaftlicher Erkenntnisse festgelegt ist und dessen Überschreitung unmittelbare schädliche Auswirkungen für manche Rezeptoren wie Bäume, Pflanzen oder natürliche Ökosysteme haben kann. Dieser kritische Wert zum Schutz der Vegetation ist nach der 39. BImSchV auf Bereiche anzuwenden, die mehr als 20 km von Ballungsräumen oder 5 km von anderen bebauten Gebieten, Industrieanlagen oder Bundesautobahnen oder Hauptstraßen mit einem täglichen Verkehrsaufkommen von mehr als 50 000 Fahrzeugen entfernt sind.

Daneben gibt es die sog. „Critical Loads“ (kritische Eintragsraten), die wissenschaftlich begründete Zielwerte zum Schutz von Vegetationseinheiten durch erhöhte Stickstoffdepositionen darstellen.

3.2 Berechnungsverfahren

Für die vorliegende Aufgabenstellung wird das Berechnungsverfahren PROKAS eingesetzt (www.lohmeyer.de/prokas), wobei als Ausbreitungsmodell das dreidimensionale Strömungs- und Ausbreitungsmodell LASAT (Lagrangemodell in Erweiterung des Modells der TA Luft, www.janicke.de) verwendet wird. Die Emissions-, Ausbreitungs- und Depositionsrechnung wird an den aktuellen Stand der Technik angepasst, insbesondere unter Berücksichtigung der Ergebnisse des Forschungsberichtes der BASt (2013) „Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope“ und den Empfehlungen des Stickstoffleitfadens „Hinweise zur Prüfung von Stickstoffeinträgen in der FFH-Verträglichkeitsprüfung – H PSE“ (FGSV, 2019).

Auf der Grundlage der vom Auftraggeber zur Verfügung gestellten Verkehrsmengen werden für das Bezugsjahr 2030 die von den Kraftfahrzeugen emittierten Schadstoffmengen und Immissionen ermittelt. Die mittleren spezifischen Emissionen der Fahrzeuge einer Fahrzeugkategorie (PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Busse etc.) werden mithilfe des „Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ Version 4.1 (UBA, 2019) bestimmt. Unter Einbeziehung der Auftretenshäufigkeit aller möglichen Fälle der meteorologischen Verhältnisse (lokale Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik) und der berechneten Emissionen des Verkehrs auf den Straßen innerhalb des Untersuchungsgebietes werden die im Untersuchungsgebiet auftretenden Immissionen berechnet. Das verwendete Berechnungsverfahren ist in der Lage, sämtliche in **Abb. 4.1** dargestellten Straßen gleichzeitig für jede Stunde der Woche mit ihrer jeweiligen Emission emittieren zu lassen.

Für die Betrachtung der NO_x -Immissionen wird der berechneten verkehrsbedingten Schadstoffkonzentration (Zusatzbelastung), verursacht vom Verkehr innerhalb des Untersuchungsgebietes, die großräumig vorhandene Hintergrundbelastung überlagert. Die Hintergrundbelastung, die im Untersuchungsgebiet ohne die Emissionen auf den berücksichtigten Straßen vorläge, wird auf der Grundlage von Messwerten an nahe gelegenen Messstandorten abgeschätzt.

Zudem werden die durch den Straßenverkehr verursachten NO_x - und NH_3 -Depositionen ermittelt. Für die Aussagen der verkehrsbedingten Stickstoffeinträge in die FFH-Gebiete werden die Ergebnisse entsprechend der Molekularmassen in Stickstoffdepositionen (N-Depositionen) umgerechnet.

Stickstoffverbindungen werden aus der Atmosphäre über nasse Deposition (Regen, Schnee usw.) und trockene Deposition in Ökosysteme eingetragen. Trockene Deposition ist landnutzungsabhängig und meist größer als die nasse Deposition (LAI, 2012). Im Nahbereich einer Emissionsquelle spielt die nasse Deposition von gasförmigen Luftbeimengungen nur eine untergeordnete Rolle (Bachhiesl et al., 2002). Der Beitrag des Straßenverkehrs an der N-Deposition wird demnach im Nahbereich durch die trockene Deposition bestimmt. Die nasse Deposition wird aus diesem Grund im Folgenden vernachlässigt.

Die trockene Deposition wird mithilfe von Depositionsgeschwindigkeiten berechnet, die abhängig von der lokalen Oberflächenbeschaffenheit sind. Prinzipiell ist davon auszugehen, dass die Depositionsgeschwindigkeiten für Wiesen und Ackerböden kleiner sind als für Laubwälder. Noch höhere Werte werden für Nadelwälder erwartet (Bachhiesl et al., 2002). Die im Untersuchungsgebiet ausgewiesenen FFH-Flächen sind überwiegend von Laubwald bedeckt. Ein deutlich kleinerer Flächenanteil wird der Landbedeckungsklasse Wiesen und Weiden zugeordnet.

In der Richtlinie VDI 3782 Blatt 5 (VDI, 2006) werden Depositionsgeschwindigkeiten für NO von 0.05 cm/s und für NO₂ von 0.3 cm/s als großräumiges Mittel (Mesoskala) angegeben. Für NH₃ werden Depositionsgeschwindigkeiten für Wald von 2 cm/s und für Gras von 1.5 cm/s angegeben.

Für die Ausbreitungsrechnungen wurden die in **Tab. 3.1** angegebenen Depositionsgeschwindigkeiten für die im Untersuchungsgebiet dominierende Landbedeckung Wald und Wiesen angesetzt.

	NO	NO ₂	NH ₃
Depositionsgeschwindigkeit Wiese in cm/s	0.05	0.3	1.5
Depositionsgeschwindigkeit Wald in cm/s	0.05	0.3	2.0

Tab. 3.1: Für die Ausbreitungsrechnungen angesetzte Depositionsgeschwindigkeiten

Mit dem Programmsystem PROKAS/LASAT wird die entstehende zusätzliche Stickstoffdeposition im Untersuchungsgebiet bei Realisierung der A 20 ermittelt. Dazu werden für die Szenarien Prognose-Nullfall 2023 und Prognose-Planfall 2023 Kfz-bedingte Stickstoffdepositionen berechnet. Der zusätzliche Stickstoffeintrag wird aus der Differenz zwischen Null- und Planfall auf den Flächen des Flora- und Faunahabitates (FFH) Garnholt ermittelt.

Aus den Verkehrsbelegungsdaten für den Null- und Planfall 2023 werden die Schadstoffemissionen (NO_x und NH_3) unter Verwendung des aktuellen vom Umweltbundesamt herausgegebenen Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs der Version 3.1 (UBA, 2010) berechnet.

Die Verkehrsmengen, das sind Angaben der durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärke (DTV in Kfz/24h) und des LKW-Anteils (>3.5 t) auf der A 20 sowie die Lage- und Höhenpläne, für das zu betrachtende Prognosejahr wurden vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt (Stand 02/2012). Die verkehrsbedingten Emissionen werden berechnet und der Ausbreitungsrechnung zugeführt.

Es werden dann die durch den Verkehr auf der geplanten A 20 verursachten Stickstoffdepositionen resultierend aus straßenverkehrsbedingten Stickoxid- und Ammoniaketrägen auf im Untersuchungsgebiet gelegenen FFH-Flächen berechnet.

Die ökologische Beurteilung der Ergebnisse ist nicht Bestandteil dieses Gutachtens.

3 EINGANGSDATEN

Die **Abb. 3.1** zeigt eine Übersicht über das Untersuchungsgebiet. Auf der Grundlage der Topografischen Karte sind die Lage der Trasse der A 20 und das FFH-Gebietes Garnholt sowie des Rechengebiets dargestellt.

Im Nullfall (siehe **Abb. 3.1**) befindet sich in der Nähe zum FFH-Gebiet eine Rastanlage ohne WC beidseitig der A 28. Im Nullfall wird sie berücksichtigt, während im Planfall nicht mehr von der Existenz der Rastanlage ausgegangen wird.

3.1 Verkehr

Es wurden Straßenabschnitte mit einer prognostizierten Verkehrsbelastung von ≥ 5.000 Kfz/24 h berücksichtigt. Emissionen der weiterhin im Untersuchungsgebiet befindlichen Nebenstraßen werden über die Hintergrundbelastung berücksichtigt. Die angesetzten Verkehrsmengen sind der Verkehrsuntersuchung zur A 20 (ehemalige A 22) entnommen (SSP Consult, 2012).

Die Verkehrsbelegungen beziehen sich auf das Prognosejahr 2025 der Variante West 3/Ost 2. Die Verkehrszahlen des Prognose-Nullfalls entsprechen dem Bezugsfall 2025 (Kapitel 7) und die des Prognose-Planfalls entsprechen dem Planfall 4 (Abschnitt 8.4) des Verkehrsgutachtens (SSP Consult, 2012). Diese Verkehrszahlen wurden für das zu betrachtende Bezugsjahr der Inbetriebnahme (2023) verwendet.

Die Angaben sind in DTV (Mo-So) und für den Schwerverkehr (SV) in Anteile für Fahrzeuge > 3.5 t zulässiges Gesamtgewicht (zul. GG) angegeben. Die Verkehrszahlen des Nullfalls sind in **Abb. 3.2** und für den Planfall in **Abb. 3.3** dargestellt.

4 EINGANGSDATEN

Für die Emissions- bzw. Immissionsberechnungen sind als Eingangsgrößen die Lage des Straßennetzes im zu betrachtenden Untersuchungsgebiet und verkehrsspezifische Informationen von Bedeutung. Für das Untersuchungsgebiet wurden die Verkehrsdaten durch den Auftraggeber zur Verfügung gestellt. Weitere Grundlagen der Immissionsberechnungen sind die basierend auf den Verkehrsdaten berechneten Schadstoffemissionen (Kap. 5), die meteorologischen Daten und die Schadstoffhintergrundbelastung.

4.1 Lagedaten

Vom Auftraggeber wurden als Grundlage für das vorliegende Gutachten Übersichtskarten, Planungsdaten und Verkehrsdaten zur Verfügung gestellt.

Das Betrachtungsgebiet liegt in Niedersachsen nordwestlich von Oldenburg und damit zwischen den Städten Leer (Ostfriesland) und Oldenburg, die über die A 28 verkehrstechnisch verbunden sind. Das FFH-Gebiet „Garnholt“ liegt südlich der A 28 und südlich der bestehenden Rastanlage (ohne WC) an der Autobahn. Etwas weiter westlich folgt die Anschlussstelle Bad Zwischenahn.

Im Planfall ist östlich des FFH-Gebietes „Garnholt“ ein Anschluss an die nach Nordosten geführte geplante A 20 vorgesehen. Mit der geplanten Anschlussstelle entfällt die oben beschriebene Rastanlage an der A 28.

Die Lage des Untersuchungsgebietes mit dem umliegenden Straßennetz ist in **Abb. 4.1** aufgezeigt. In **Abb. 4.1** ist das bestehende Straßennetz schwarz und das FFH-Gebiet grün umrandet eingezeichnet und es sind zur Orientierung die benachbarten, außerhalb des Kartenausschnittes gelegenen Ortschaften angegeben.

4.2 Verkehrsdaten

Die Verkehrsbelegungsdaten wurden durch den Auftraggeber in Form von Plänen aus der Verkehrsuntersuchung von SSP-Consult mit dem Datum von September 2016 für den Prognosefall zur Verfügung gestellt. Das sind für das Betrachtungsgebiet mit direkter Umgebung Angaben der durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärken (DTV) und der LKW-Fahrten für den Prognosefall und den Planfall K5 im Prognosejahr 2030. Die Verkehrsbelegungsdaten werden hier entsprechend der Konvention des BASt-Berichtes (2013) und H PSE“ (FGSV, 2019) im Hinblick auf langfristige Einwirkungen auf Vegetationsbereiche auf das Bezugsjahr

2030 angewendet. Die Verkehrsbelegungsdaten sind für die zu betrachtenden Untersuchungsfälle in **Abb. 4.2** und **Abb. 4.3** aufgezeigt.

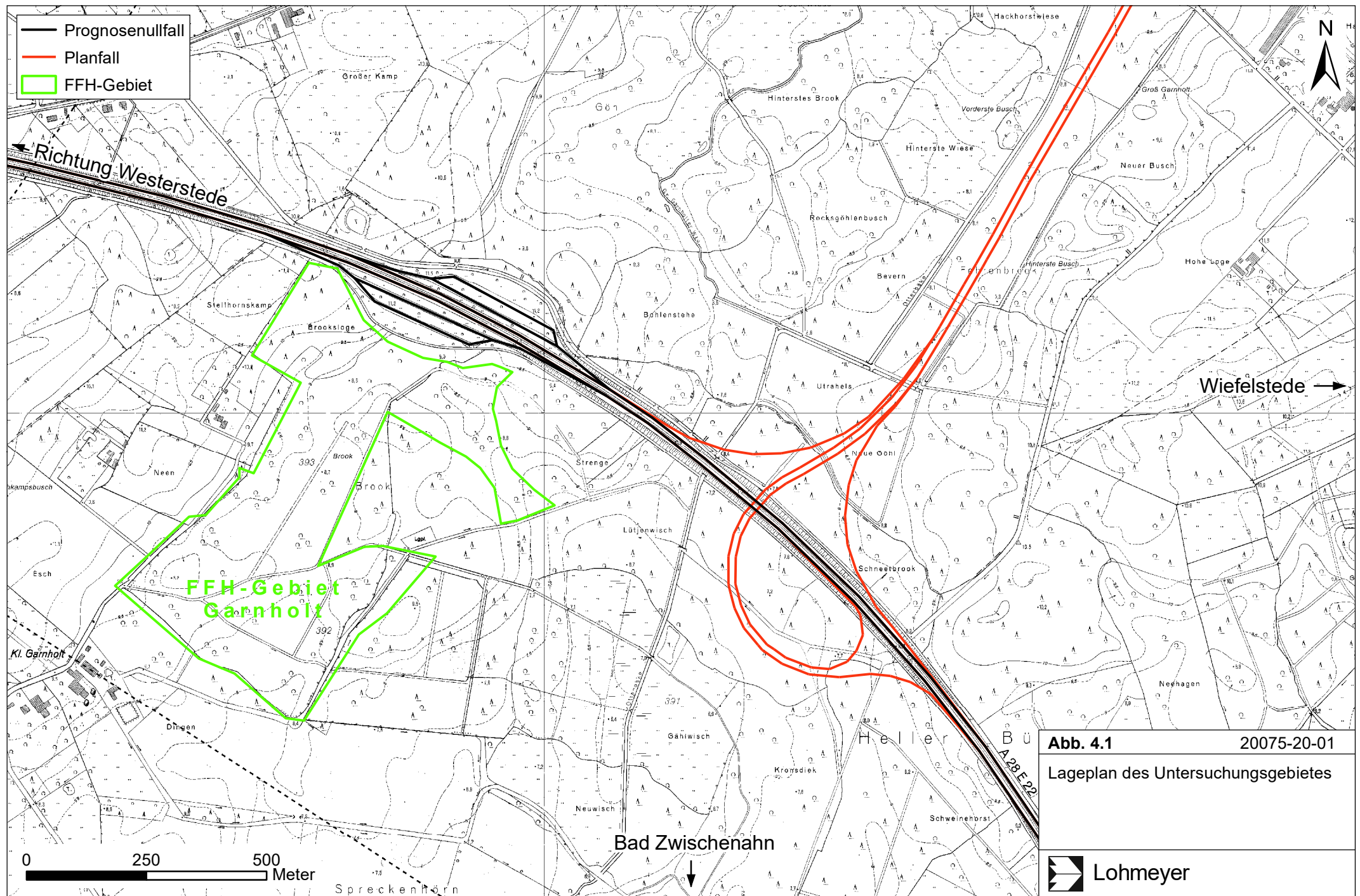
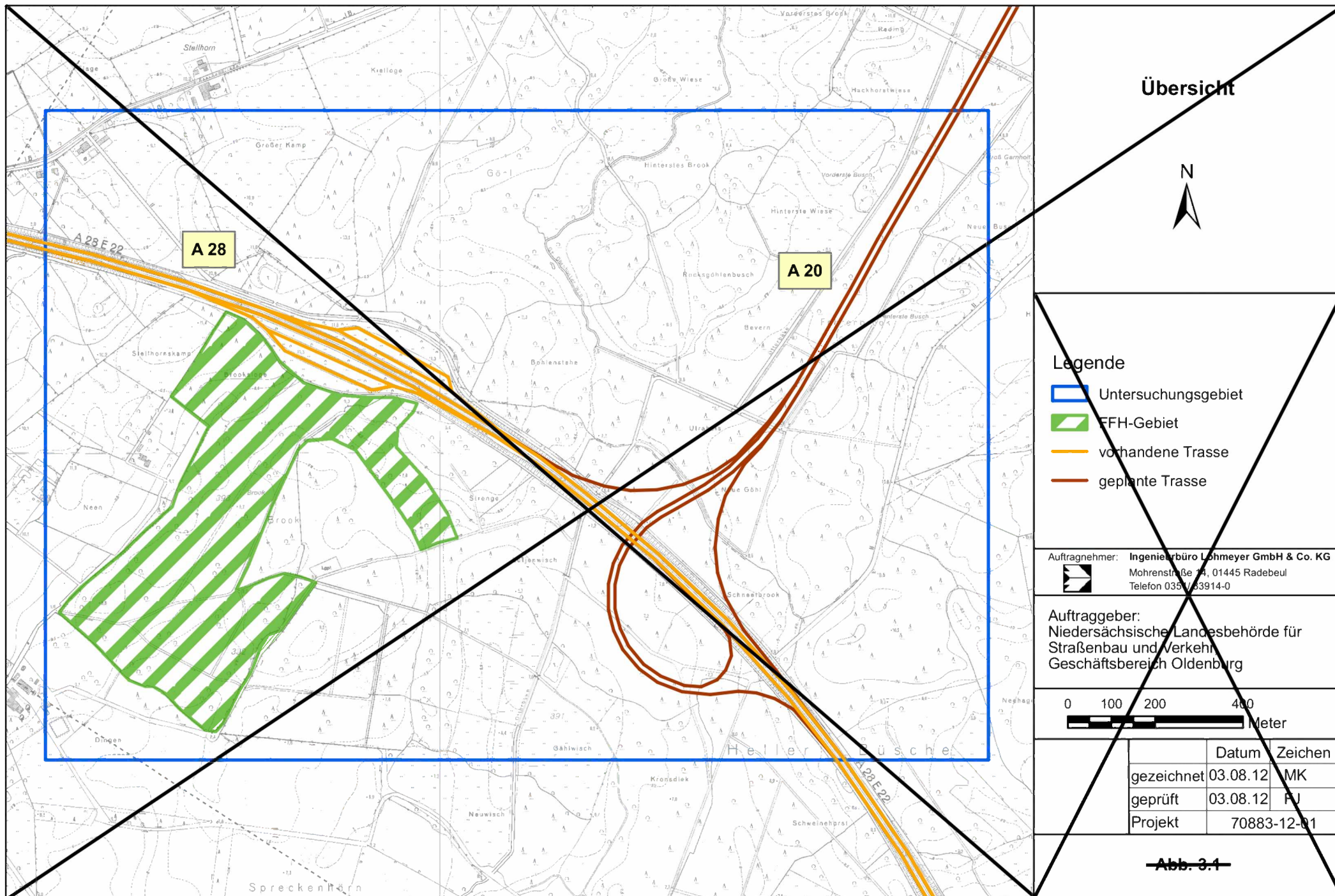


Abb. 4.1 20075-20-01
 Lageplan des Untersuchungsgebietes
 Lohmeyer



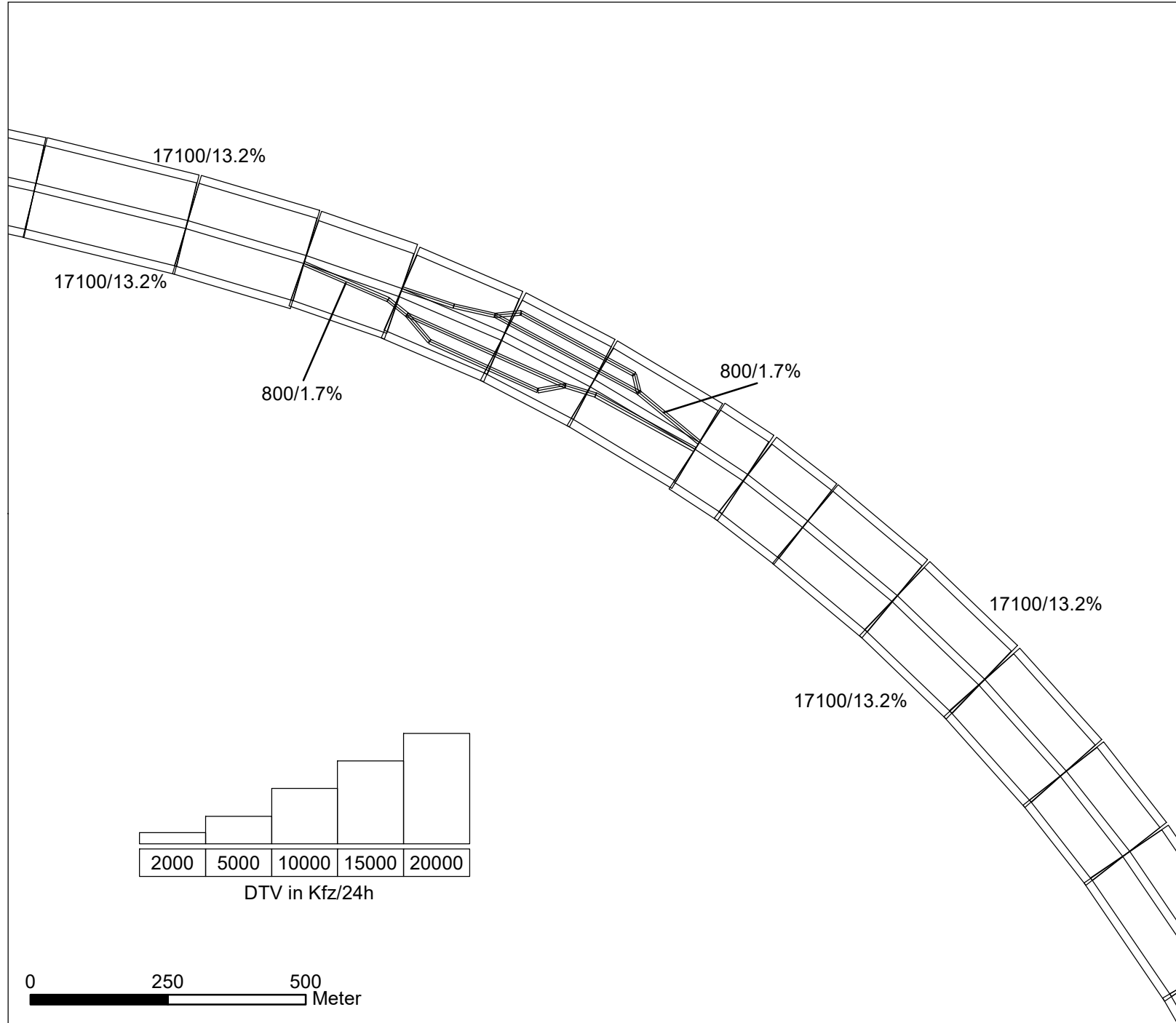
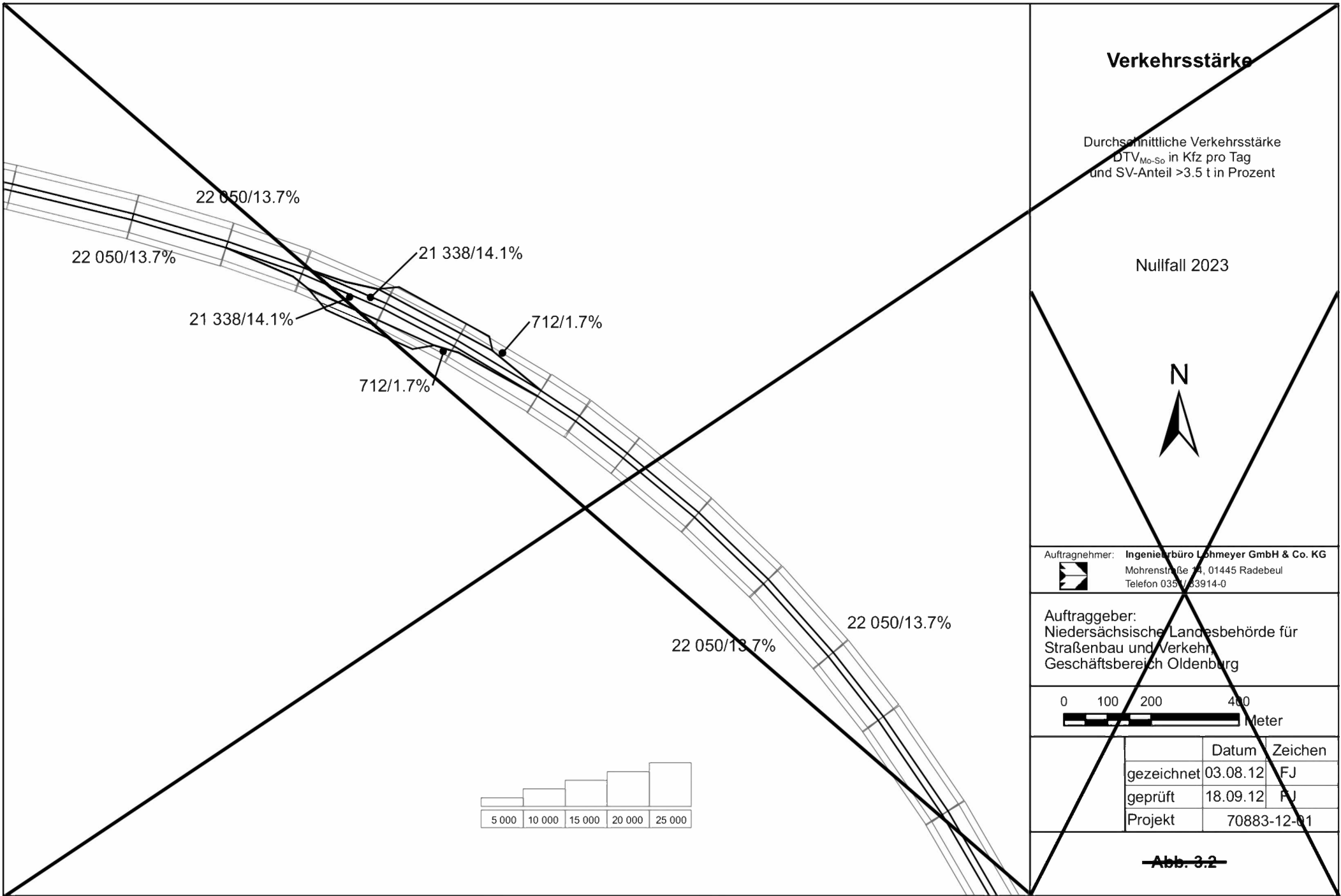


Abb. 4.2 20075-20-01

Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke in Kfz/24h und LKW-Anteil in % auf dem berücksichtigten Straßennetz für den Prognosenullfall





Verkehrsstärke

Durchschnittliche Verkehrsstärke
DTV_{Mo-So} in Kfz pro Tag
und SV-Anteil >3.5 t in Prozent

Nullfall 2023



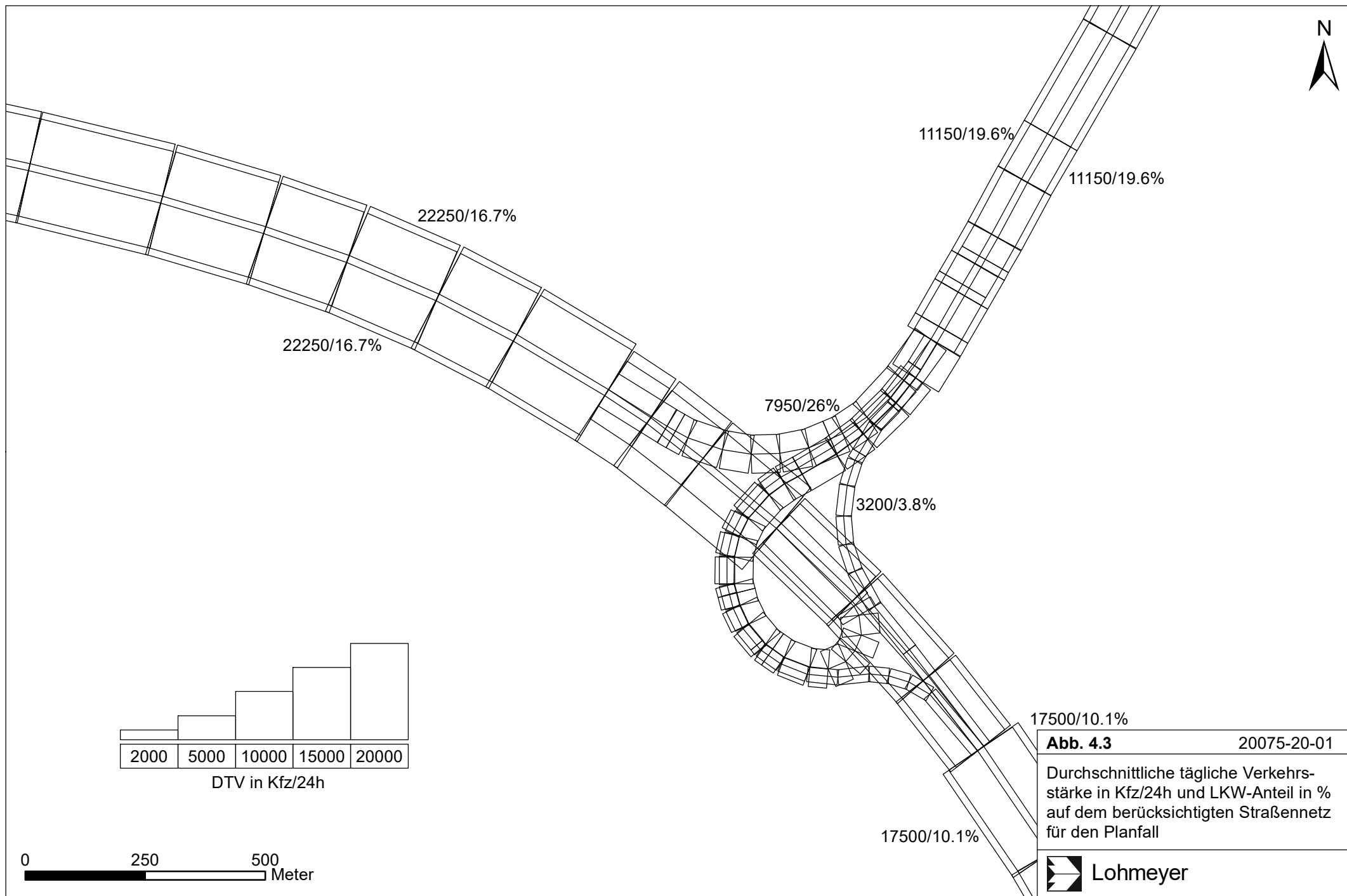
Auftragnehmer: **Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG**
Mohrenstraße 74, 01445 Radebeul
Telefon 0351 33914-0

Auftraggeber:
Niedersächsische Landesbehörde für
Straßenbau und Verkehr
Geschäftsbereich Oldenburg

0 100 200 400
Meter

	Datum	Zeichen
gezeichnet	03.08.12	FJ
geprüft	18.09.12	FJ
Projekt	70883-12-01	

~~Abb. 3.2~~



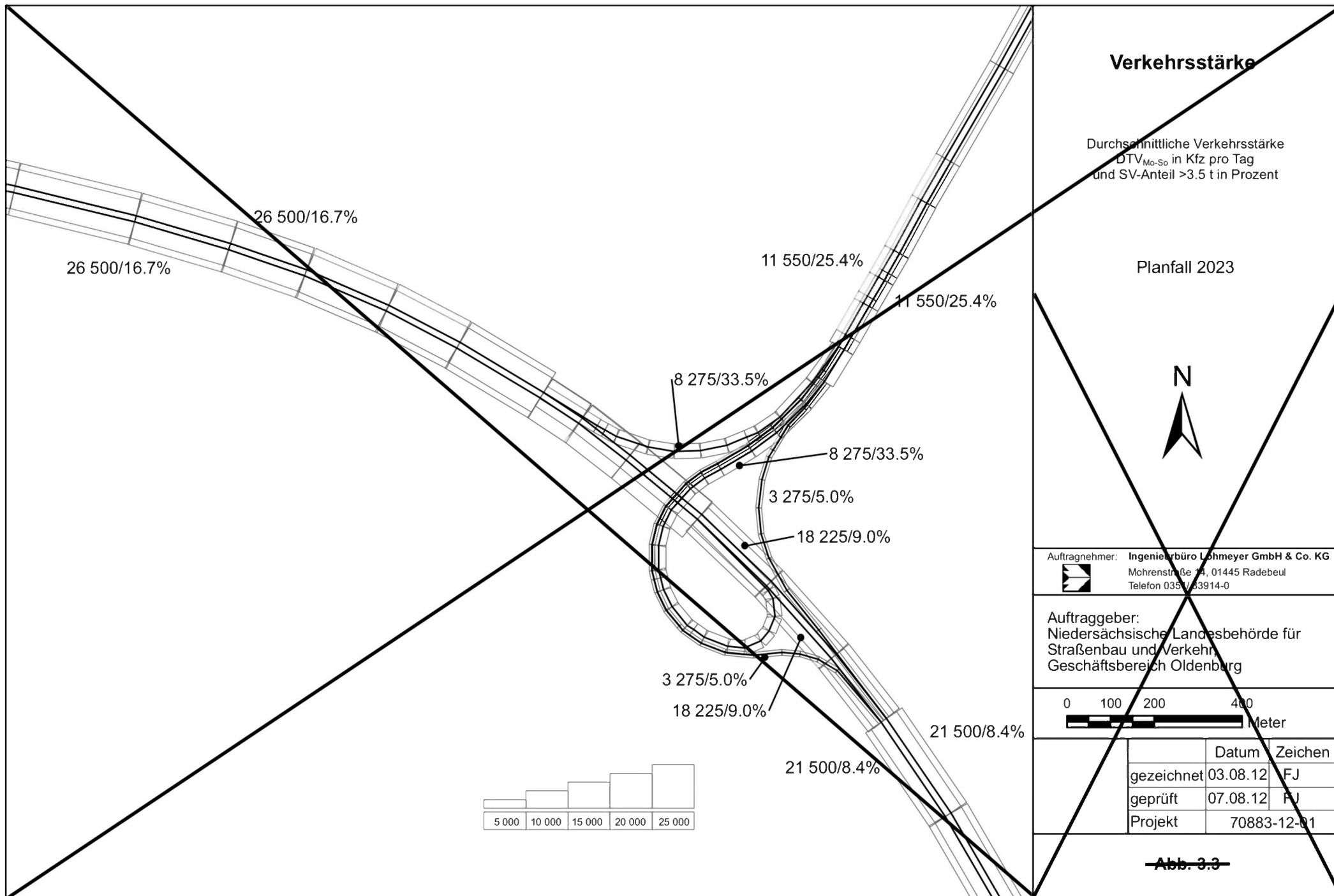


Abb. 3.3

Für die im Nullfall bestehende Rastanlage liegen keine Verkehrsbelegungsdaten vor. Aus Beobachtungen des Auftraggebers und der Anzahl von Stellplätzen wurden die Verkehrsstärken abgeleitet. Für den Schwerverkehr wird von einer Stellplatzwechselrate von 12 LKW/h ausgegangen. Für den Leichtverkehr wurde zwischen 6-22 Uhr drei Stellplatzwechsel je Stunde und zwischen 22-6 Uhr ein Stellplatzwechsel angenommen. Für eine Richtungsfahrbahn ergeben sich daraus 712 PKW und 12 LKW für eine durchschnittliche Stunde im Wochenmittel (vgl. **Abb. 3.2**). (je Seite 25 für PKW und 10 für LKW) wurden die Verkehrsstärken abgeleitet. Für eine Richtungsfahrbahn ergeben sich daraus ca. 800 Kfz/24h bei einem LKW-Anteil von 1.7%.

3.2 Meteorologie

Zur Berechnung der zeitlichen Verteilung der Emissionen werden zusätzlich zu den Verkehrsstärken und LKW-Anteilen die Verkehrstagesganglinien an Werktagen, Samstagen und Sonntagen benötigt, die insbesondere der Ermittlung der Kurzzeitbelastungen dienen. Für Werktage, Samstage und Sonntage wurde der Verkehrstagesgang den typisierten Tagesgängen für Autobahnen aus der Literatur (BASt, 2012) entnommen.

4.3 Meteorologische Daten

Für die Berechnung der Schadstoffimmissionen werden so genannte Ausbreitungsklassenstatistiken benötigt. Das sind Angaben über die Häufigkeit verschiedener Ausbreitungsverhältnisse in den unteren Luftschichten, die durch Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Stabilität der Atmosphäre definiert sind.

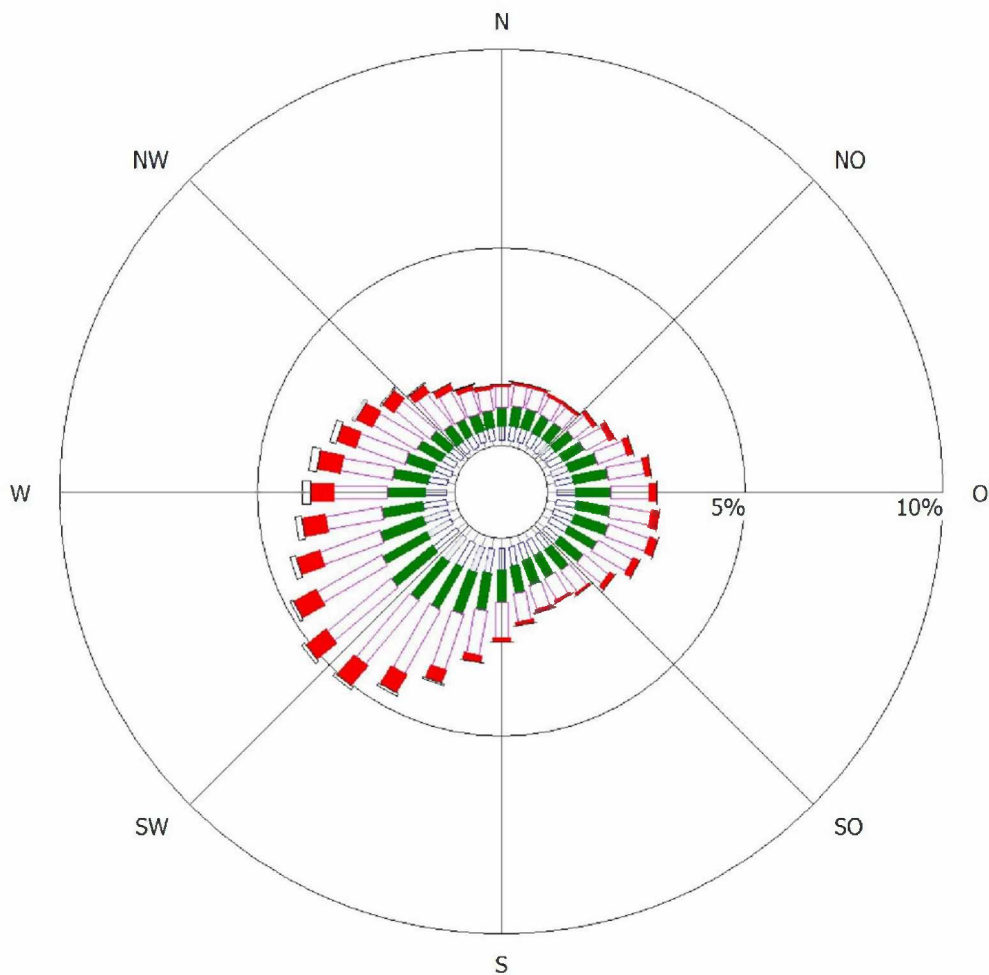
Im Untersuchungsgebiet gibt es keine meteorologische Messstation, welche eine Windstatistik liefert. Deshalb wurde vom DWD eine Qualifizierte Prüfung der Übertragbarkeit (QPR) einer nahe gelegenen Station durchgeführt (DWD, 2010). Als Ergebnis wurde die Station Wittmundhafen empfohlen, da die Meteorologie den örtlichen Gegebenheiten am ehesten entspricht.

Die Windrose ist in **Abb. 34.4** dargestellt. Die mittlere Windgeschwindigkeit beträgt 4.0 m/s. Die Hauptwindrichtung ist Südwest- bis West, östliche Winde bilden ein Nebenmaximum der Häufigkeiten. Die der Ausbreitungsrechnung zugrunde gelegte Ausbreitungsklassenstatistik (AKS) enthält neben den Häufigkeiten von Windrichtung und Windgeschwindigkeit auch Informationen über die Verdünnungsfähigkeit der Atmosphäre (Stabilitätsklassen). Dieser Parameter beschreibt die Stabilität der unteren Atmosphäre und hängt vom Sonnenstand (der Tages-

zeit) und dem Bewölkungsgrad ab. Die meteorologischen Situationen werden über die Kombination der drei Parameter Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Stabilitätsklasse beschrieben.

Diese Ausbreitungsklassenstatistik wird unter Berücksichtigung der Rauigkeit im Untersuchungsgebiet für die Ausbreitungsrechnungen im Bauabschnitt 1 der geplanten A 20 nordöstlich von Oldenburg angewendet.

Windverteilung in Prozent



Station	:	Wittmundhafen Häufigkeit ABK
Rechtswert	:	I : 10.7 %
Hochwert	:	II : 16.5 %
Meßhöhe	:	III/1 : 50.6 %
Wind.Geschw.	:	III/2 : 15.2 %
		IV : 4.9 %
		V : 2.2 %

	kleiner 1.4 m/s
	1.4 bis 2.3 m/s
	2.4 bis 3.8 m/s
	3.9 bis 6.9 m/s
	7.0 bis 10 m/s
	größer 10 m/s



Abb. 3.4:
Abb. 4.4: Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung
für die Station Wittmundhafen 2000 bis 2009

4.4 Schadstoffhintergrundbelastung der Luft

Die Immission eines Schadstoffes im Nahbereich von Straßen setzt sich aus der großräumig vorhandenen Hintergrundbelastung und der straßenverkehrsbedingten Zusatzbelastung zusammen. Die Hintergrundbelastung entsteht durch Überlagerung von Immissionen aus Industrie, Hausbrand, nicht detailliert betrachtetem Nebenstraßenverkehr und weiter entfernt fließendem Verkehr sowie überregionalem Ferntransport von Schadstoffen. Es ist die Schadstoffbelastung, die im Untersuchungsgebiet ohne Verkehr auf den explizit in die Untersuchung einbezogenen Straßen vorliegen würde.

Für Bremen wird vom Senator für Umwelt, Bau und Verkehr das Bremer Luftüberwachungssystem (BLUES) und von der Niedersächsischen Gewerbeaufsicht wird das Lufthygienische Überwachungssystem Niedersachsen (LÜN) betrieben.

Die nächstgelegenen Luftmessstationen befinden sich in Oldenburg, wobei dort nur verkehrsnah Standorte erfasst werden, die nicht den Hintergrund repräsentieren. Siedlungsbezogene Hintergrundmessstationen befinden sich in mehr als 30 km Abstand in Bremen und Emden. Daraus wird grob eine großräumige Hintergrundbelastung für NO_2 und NO_x abgeleitet, die in **Tab. 4.1** aufgeführt wird.

Schadstoff	Jahresmittelwert
NO_2	18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
NO_x	27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Tab. 4.1: Angesetzte Schadstoffhintergrundbelastung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Untersuchungsgebiet

45 EMISSIONEN

4.15.1 Betrachtete Schadstoffe

In die Berechnung der Schadstoffemissionen fließen die Emissionen der Fahrzeuge auf den betrachteten Straßen im Untersuchungsgebiet ein.

Für die Berechnung von Stickstoffdepositionen werden die verkehrsrelevanten Stoffe Stickstoffdioxid (NO_x) und Ammoniak (NH_3) berücksichtigt.

Die Kraftfahrzeuge emittieren bei ihrem Betrieb eine Vielzahl von Schadstoffen. Die Relevanz dieser Schadstoffe ist recht unterschiedlich. Für die Ermittlung des Stickstoffeintrags werden die straßenverkehrsbedingten NO_x - und NH_3 -Emissionen betrachtet.

4.25.2 Methode zur Bestimmung der Emissionsfaktoren

Zur Ermittlung der Emissionen werden die Verkehrsdaten und für jeden Luftschadstoff so genannte Emissionsfaktoren benötigt. Die Emissionsfaktoren sind Angaben über die pro mittlerem Fahrzeug der Fahrzeugflotte und Straßenkilometer freigesetzten Schadstoffmengen. Im vorliegenden Gutachten werden die Emissionsfaktoren für die Fahrzeugarten Leichtverkehr (LV) und Schwerverkehr (SV) unterschieden. Die Fahrzeugart ~~SV~~LV enthält dabei ~~Pkw~~PKW, die leichten Nutzfahrzeuge (INfz) inklusive zeitlicher Entwicklung des Anteils am LV nach TREMOD (2010) und die Motorräder, die Fahrzeugart ~~LKW~~SV versteht sich inklusive Lastkraftwagen, Sattelschlepper, Busse usw.

Die Emissionsfaktoren setzen sich aus „motorbedingten“ und „nicht motorbedingten“ (Reifenabrieb, Staubaufwirbelung etc.) Emissionsfaktoren zusammen. Die Ermittlung der motorbedingten Emissionen erfolgt entsprechend der VDI-Richtlinie „Kfz-Emissionsbestimmung“ (VDI, 2003). Für die Bestimmung der Stickstoffemissionen (NO_x und NH_3) sind nur die motorbedingten Schadstoffe relevant.

Motorbedingte Emissionsfaktoren

Die motorbedingten Emissionsfaktoren der Fahrzeuge einer Fahrzeugkategorie (~~Pkw~~PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Busse etc.) werden mithilfe des „Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ Version 3.1 (UBA, 2010) berechnet. Sie

Die motorbedingten Emissionen hängen für die Fahrzeugarten ~~LV~~PKW, ~~INfz~~, ~~LKW~~ und ~~SV~~Busse im Wesentlichen ab von:

- den so genannten Verkehrssituationen („Fahrverhalten“), das heißt der Verteilung von Fahrgeschwindigkeit, Beschleunigung, Häufigkeit und Dauer von Standzeiten,
- der sich fortlaufend ändernden Fahrzeugflotte (Anteil Diesel etc.),
- der Zusammensetzung der Fahrzeugschichten (Fahrleistungsanteile der Fahrzeuge einer bestimmten Gewichts- bzw. Hubraumklasse und einem bestimmten Stand der Technik hinsichtlich Abgasemission, z.B. EURO 2, 3, ...) und damit vom Jahr, für welches der Emissionsfaktor bestimmt wird (= Bezugsjahr),
- der Längsneigung der Fahrbahn (mit zunehmender Längsneigung nehmen die Emissionen pro Fahrzeug und gefahrenem Kilometer entsprechend der Steigung ~~deutlich~~ **deutlich** zu, bei Gefällen weniger deutlich ab) **und**
- **dem Prozentsatz der Fahrzeuge, die mit nicht betriebswarmem Motor betrieben werden und deswegen teilweise erhöhte Emissionen (Kaltstarteinfluss) haben.**

Die Zusammensetzung der Fahrzeuge innerhalb der Fahrzeugkategorien wird für das zu betrachtende Bezugsjahr dem HBEFA (~~UBA, 2010~~) entnommen. Darin ist die Gesetzgebung bezüglich Abgasgrenzwerten (EURO 2, 3, ...) berücksichtigt.

Die Längsneigung der Straßen ~~ist~~ **wird** aus Höhenplänen ~~oder~~, Lageplänen **bzw. digitalen Geländedaten** des Untersuchungsgebietes ~~bekannt. Die Verkehrssituationen im Untersuchungsgebiet werden~~ **entnommen. Der Kaltstarteinfluss innerorts für PKW bzw. INfz wird** entsprechend ~~den Gegebenheiten auf den einzelnen Streckenabschnitten und den Charakterisierungen aus HBEFA 3.1 zugeordnet~~ **angesetzt, sofern er in der Summe einen Zuschlag darstellt.**

Für diese Ausarbeitung werden folgende Verkehrssituationen herangezogen:

AB>130: Autobahn, ohne Tempolimit

~~AB>130d~~ **AB120:** Autobahn, ohne Tempolimit, dichter Verkehr **120 km/h**

AB80: Autobahn, Tempolimit 80 km/h

AO-Fern70: **Außerörtliche** Fernstraße, Tempolimit 70 km/h

IO-HVS50: **Innerörtliche** Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h

~~IO-HVS50s — Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h~~ **Innerörtliche Straße, Stop & Go (hier Rastplatz)**

Die motorbedingten Emissionsfaktoren der Fahrzeuge einer Fahrzeugkategorie (PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Busse etc.) werden mit Hilfe des „Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ Version 4.1 (UBA, 2019) berechnet, in dem eine Korrektur der Emissionsfaktoren für Euro-6-Diesel-PKW sowie der Einfluss der Lufttemperatur auf die Organisation der Abgasnachbehandlungseinrichtung für Euro-4, Euro-5 und Euro-6-Diesel-PKW berücksichtigt sind. Diese relativen Korrekturen und Anpassungen werden hier auch auf die leichten Nutzfahrzeuge angewendet und berücksichtigen für das Betrachtungsgebiet nordwestlich von Oldenburg die im HBEFA genannten mittlere Deutsche Temperaturverhältnisse von ca. 9°C, die etwas niedriger sind gegenüber der mittleren Lufttemperatur im Zeitraum 2007 bis 2016 (Quelle DWD) bei Wittmundhafen mit einer mittleren Lufttemperatur von 9.6°C.

Tab. 5.1 gibt einen Überblick über die zu diesen Verkehrssituationen gehörenden Emissionsfaktoren für NO_x und NH₃ im Bezugsjahr 2030.

4.35.3 Emissionen des untersuchten Straßennetzes

Für die betrachteten Straßen treten im Untersuchungsgebiet z. T. Längsneigungen größer gleich 1 % bis kleiner 3 % auf. Dort wurde eine Längsneigung von 2 % angesetzt. **Abb. 4.1** gibt einen Überblick über die verwendeten Verkehrssituationen im Nullfall 2023. **Abb. 4.2** zeigt die Verkehrssituationen im Planfall 2023.

Hinweis: Die aus dem HBEFA (UBA, 2010) verfügbaren Angaben über NH_3 -Emissionsfaktoren sind wesentlich gröber differenziert als die NO_x -Emissionsfaktoren.

Tab. 4.1 gibt einen Überblick über die zu den verwendeten Verkehrssituationen gehörenden Emissionsfaktoren im Bezugsjahr 2023.

Straßenparameter		spezifische Emissionsfaktoren je Kfz [mg/km]			
Verkehrssituation (Kürzel)	Längs- neigung	NH_3		NO_x	
		LV	SV	LV	SV
AB>130	+2 %	27	3	444	704
AB>130	±0 %	27	3	329	343
AB>130	-2 %	27	3	244	236
AB>130d	±0 %	27	3	283	358
AB80	+2 %	27	3	218	689
AB80	±0 %	27	3	122	357
AB80	-2 %	27	3	70	227
AO-Fern70	+2 %	15	3	199	839
AO-Fern70	±0 %	15	3	136	564
AO-Fern70	-2 %	15	3	85	630
IO-HVS50	±0 %	14	3	135	1 043
IO-HVS50s	±0 %	2	3	322	3 346

Tab. 4.1: Emissionsfaktoren in mg/km je Kfz für die betrachteten Straßen im Untersuchungsgebiet für das Bezugsjahr 2023

Die Emissionen der betrachteten Schadstoffe NO_x und NH_3 werden für jeden der betrachteten Straßenabschnitte ermittelt. Dabei wirken sich sowohl die verschiedenen Verkehrsaufkommen und LKW-Anteile als auch die unterschiedlichen Verkehrssituationen aus.

Tab. 4.2 zeigt exemplarisch für die A 28 die Verkehrskenndaten und die berechneten Emissionen, ausgedrückt als Strecken- und Zeit bezogene Emissionsdichten.

Straßenabschnitt	DTV [Kfz/24 h]	SV-Anteil [%]	Verkehrssituation	NO_x [mg/(m·s)]	NH₃ [mg/(m·s)]
Nullfall 2023					
A 28	44 100	13.7	AB>130	0.1689	0.0120
Planfall 2023					
A 28	53 000	16.7	AB>130d	0.1812	0.0140

Tab. 4.2: Verkehrsdaten und berechnete Emissionen. In Anhang A3 sind die räumlichen Verteilungen der Emissionen für einen Straßenabschnitt der A 28 für die betrachteten Fälle im Jahr 2023 den Schadstoff NO_x und NH₃ dargestellt.

Straßenparameter		spezifische Emissionsfaktoren 2030 je Kfz in g/km			
Verkehrssituation	Geschwindigkeit	NO_x		NH₃	
	PKW	LV	SV	LV	SV
AB>130	142.7	0.265	0.604	0.0169	0.0131
AB>130+2	142.7	0.388	0.643	0.0169	0.0131
AB>130-2	142.7	0.174	1.114	0.0169	0.0131
AB120	122.0	0.144	0.604	0.0169	0.0131
AB80	82.8	0.080	0.643	0.0169	0.0131
AB80+2	82.8	0.133	0.638	0.0169	0.0131
AB80-2	82.8	0.049	1.338	0.0169	0.0131
AO-Fern70	70.9	0.094	0.819	0.0098	0.0124
AO-Fern70+2	70.9	0.142	0.793	0.0098	0.0124
AO-Fern70-2	70.9	0.064	1.502	0.0098	0.0124
IO-HVS50	49.0	0.107	1.275	0.0094	0.0119
IO-HVS50s	12.5	0.200	6.461	0.0126	0.0163

Tab. 5.1: Emissionsfaktoren in g/km je Kfz im Untersuchungsgebiet für das Bezugsjahr 2030

In **Tab. 5.2** sind exemplarisch die Verkehrskennwerte und daraus abgeleiteten Emissionen für die A 28 westlich des Anschlussdreiecks bzw. der Rastanlage aufgeführt.

Variante	DTV in Kfz/d	LKW-Anteil in %	Fahr-muster	NO _x in mg/(m s)	NH ₃ in mg/(m s)
A 28 Prognosenullfall	34 200	13.2	AB>130	0.123	0.0065
A 28 Planfall	44 500	16.7	AB>130	0.166	0.0084

Tab. 5.2: Verkehrskennwerte und Emissionen an der A 28 westlich des Anschlussdreiecks bzw. der Rastanlage

5 METHODIK

5.1 Vorgehen bezüglich Deposition

Stickstoffverbindungen werden aus der Atmosphäre über nasse Deposition (Regen, Schnee usw.) und trockene Deposition in Ökosysteme eingetragen. Trockene Deposition ist landnutzungsabhängig und meist größer als die Nassdeposition (UBA, 2011).

Im Nahbereich von Einzelemittenten ist die Abgasfahne vertikal noch nicht ausreichend durchmischt, wodurch die Effizienz der nassen Deposition stark vermindert ist. Aus diesem Grund spielt im Nahbereich einer Emissionsquelle die nasse Deposition von gasförmigen Luftbeimengungen nur eine untergeordnete Rolle (Bachhiesl et al., 2002).

Der Beitrag der Straße an der N-Deposition wird demnach im Nahbereich durch die trockene Deposition bestimmt. Die nasse Deposition wird aus diesem Grund bezüglich der verkehrsbedingten Zusatzbelastung vernachlässigt. Sie wird über die Hintergrundbelastung der N-Deposition (nasse plus trockene Deposition) berücksichtigt, die aus der Stickstoffdepositionsdatenbank des UBA ökosystemspezifisch recherchiert werden kann.

Die trockene Deposition wird mit Hilfe der sog. Depositionsgeschwindigkeit v_d berechnet. Prinzipiell ist davon auszugehen, dass die Depositionsgeschwindigkeiten für Wiesen und Ackerböden kleiner sind als für Laubwälder. Noch höhere Werte werden für Nadelwälder erwartet (Bachhiesl et al., 2002).

Die VDI 3782, Blatt 5 (2006) gibt Depositionsgeschwindigkeiten für NO , NO_2 und NH_3 an und werden einerseits als großräumiges Mittel (Mesoskala) angegeben, andererseits für NH_3 differenziert zwischen Wald und Gras.

Bei der Stickstoffdepositionsberechnung wurden die in der VDI 3782, Blatt 5 (2006) empfohlenen Werte verwendet (Tab. 5.1). Die Depositionsgeschwindigkeiten für NH_3 wurden horizontal differenziert nach der jeweiligen Landnutzung im Untersuchungsgebiet berücksichtigt.

Bei der Emissions- und der Stickstoffdepositionsmodellierung wird NO_x als Summe von NO_2 und NO betrachtet. Die Depositionsgeschwindigkeit für NO_x wird aus den Werten für NO und NO_2 für die maßgeblichen Immissionsniveaus im Betrachtungsgebiet entsprechend den in der Literatur genannten Konversionsansätzen (z. B. Bächlin, 2008) abgeleitet.

Tab. 5.1: Depositionsgeschwindigkeiten der VDI 3782, Blatt 5 für NO , NO_2 und NH_3

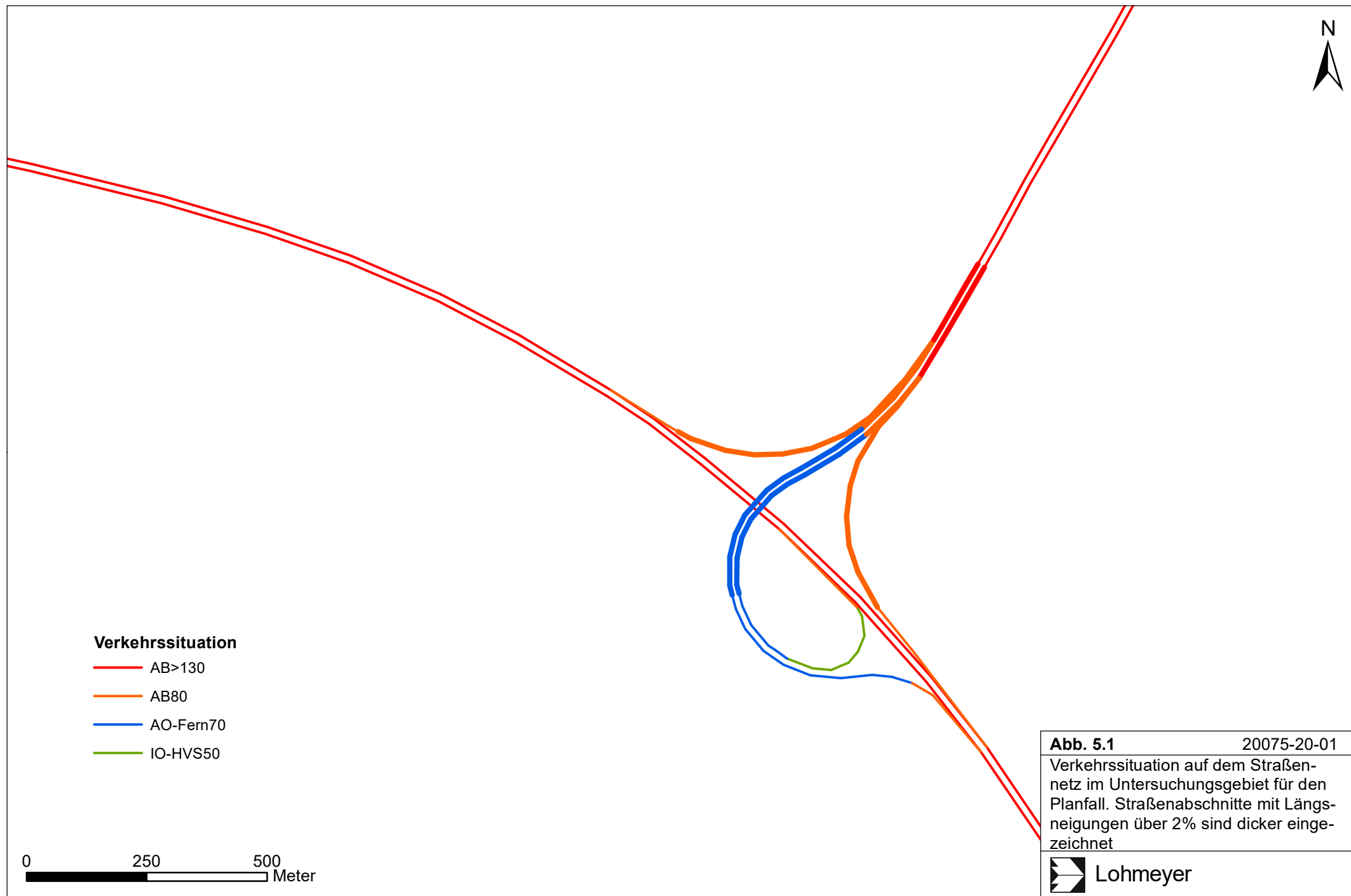
5.2 Berechnungsverfahren

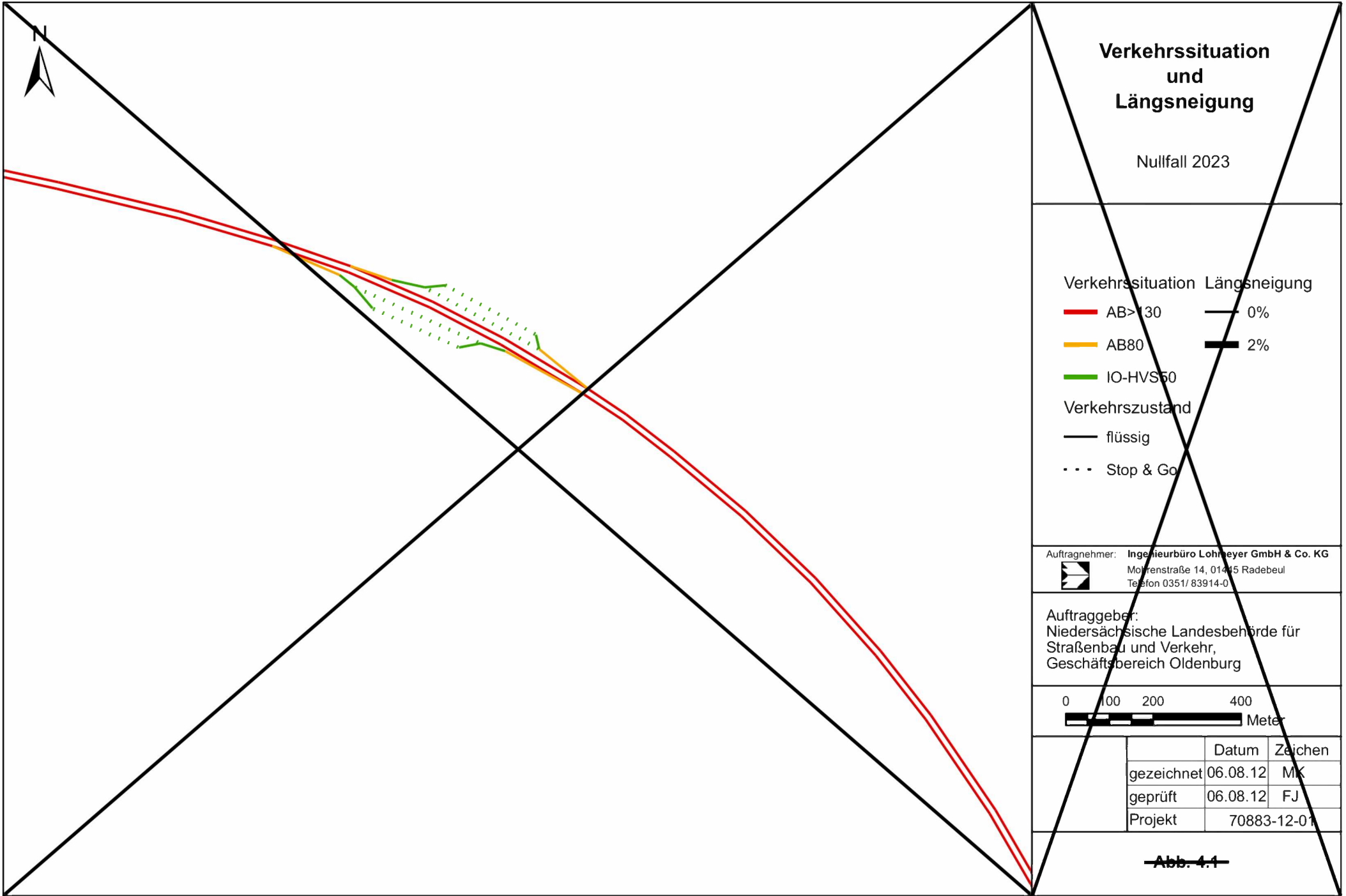
Die Berechnung der Schadstoffdeposition erfolgt mit Hilfe des Programms LASAT (Janicke, 2011). Das Modellgebiet wurde mit einer ebenen Geländeoberfläche erzeugt. Da das Untersuchungsgebiet topografisch nicht stark gegliedert ist, musste das Relief im Ausbreitungsmodell nicht berücksichtigt werden. Die horizontale Auflösung des Rechengebietes beträgt 10 m. Bei der Depositionsberechnung wurden für NH_3 die entsprechend der vorliegenden Oberflächenbeschaffenheit zugeordneten Depositionsgeschwindigkeiten angesetzt.

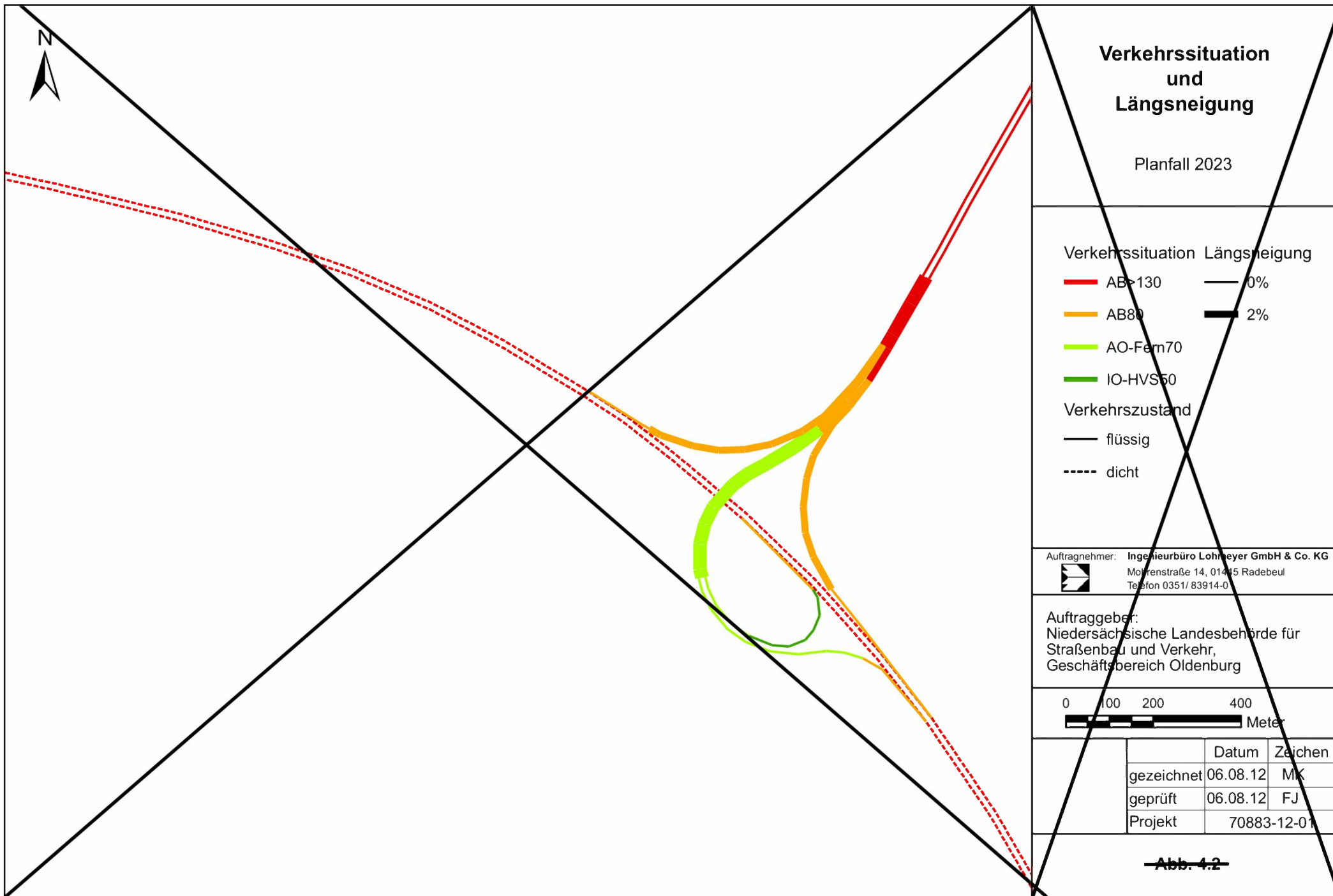
In die flächendeckenden Depositionsberechnungen gehen die Emissionen der Kraftfahrzeuge aller betrachteten Straßenabschnitte ein. Diese Emissionen sind für die Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet verantwortlich, die im Folgenden dargestellt wird.

Für die Ausbreitung verkehrsbedingter Luftschadstoffe sind die bodennahen Freisetzungsbedingungen von besonderer Bedeutung, da durch die Bewegungen der Fahrzeuge auf einer Straße Verwirbelungen der Luft entstehen, welche als fahrzeugerzeugte Turbulenz (TPT: traffic produced turbulence) bezeichnet werden. Die TPT wirkt sich insbesondere auf trassennah modellierte Konzentrationen aus; sie wird in der Ausbreitungsrechnung mit LASAT mit einer Parametrisierung nach Bäumer (2003) und Stern/Yamatino (2001) berücksichtigt.

Die vom Modell berechneten NO_x -Depositionen und NH_3 -Depositionen werden entsprechend der Molarmassen für H, O und N in N-Depositionen umgerechnet und diese dann addiert.







6 ERGEBNISSE HINSICHTLICH DEM SCHUTZ DER VEGETATION

Die Immissionsrechnungen wurden für den Bereich um das zu untersuchende FFH-Gebiet durchgeführt und die Stickstoffdepositionen wurden innerhalb des FFH-Gebietes und der zu betrachtenden Lebensraumtypen unter Berücksichtigung der Landnutzung berechnet.

Das Rechengebiet im betrachteten Abschnitt der A 20 / A 28 beim FFH-Gebiet „Garnholt“ nordwestlich von Oldenburg deckt eine Fläche von ca. 2.1 km x 1.4 km ab, bei einer horizontalen Auflösung von 10 m x 10 m. Im Untersuchungsgebiet wurden für die betrachteten Untersuchungsfälle die Luftschadstoffimmissionen in Bodennähe bestimmt und für den Bereich um das FFH-Gebiet ausgewertet. In die Berechnungen gehen die Emissionen der Kraftfahrzeuge (Kap. 5) auf den berücksichtigten Straßen ein. Diese Emissionen verursachen die verkehrsbedingte Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet.

Die Ergebnisse werden grafisch aufbereitet und als farbige Abbildungen des verkehrsbedingten Stickstoffeintrags in Bereiche des FFH-Gebietes bzw. den Lebensraumtypen dargestellt. Die grafische Umsetzung erfolgt in Form von farbigen Rechtecken, deren Farbe bestimmten Konzentrationsintervallen zugeordnet ist. Die Zuordnung zwischen Farbe und Konzentrationsintervall ist jeweils in einer Legende angegeben. Die ökologische Beurteilung der Ergebnisse ist nicht Bestandteil dieses Gutachtens.

Es werden für die jeweiligen Varianten berechneten verkehrsbedingten Zusatzbelastungen an Stickstoffeintrag (N-Deposition) in Böden, resultierend aus verkehrsbedingten NO_x - und NH_3 -Einträgen in dem untersuchten FFH-Gebiet und die Differenzen des Planfalls gegenüber dem Prognosenullfall dargestellt. Als fachlichen Maßstab gibt es die sog. „Critical Loads“ (kritische Eintragsraten), die wissenschaftlich begründete Zielwerte zum Schutz von Vegetationseinheiten durch erhöhte Stickstoffdepositionen darstellen.

In Abhängigkeit von der Landnutzung ergeben sich unterschiedliche Depositionsgeschwindigkeiten (s. Kap. 3), die in unterschiedlichen Stickstoffdepositionen resultieren. Für bewaldete Bereiche wurden höhere Depositionsgeschwindigkeiten angesetzt als für die Bereiche mit Wiesen und Weiden. In den Ergebnisabbildungen ist dies teilweise durch Farbwechsel innerhalb des FFH-Gebietes entsprechend der zugrundeliegenden Nutzung bei gleichem Abstand zur Straße zu erkennen.

Die Farblegende zur Darstellung des verkehrsbedingten zusätzlichen Stickstoffeintrags wird mit einer Unterteilung in Schritten von 0.5 kg N/(ha x a) gewählt und wird um die geringste

Stufe von 0.3 kg N/(ha × a) entsprechend der Konvention des BASt-Berichtes (2013) ergänzt. Die geringen berechneten Stickstoffeinträge entsprechen in den vorliegenden Berechnungen einer verkehrsbedingten NO_x-Zusatzbelastung (Jahresmittel) von weniger als 1 µg/m³. Solch geringe Konzentrationen sind im Zusammenhang mit Messdaten kaum von Schwankungen der Hintergrundbelastung zu unterscheiden. Damit ist bei dieser geringen Konzentration ein Vergleich von berechneten Immissionen mit Messdaten mit Unsicherheiten verbunden. Für geringere Konzentrationen bzw. Stickstoffeinträge sind noch weniger belastbare Aussagen gegeben. Die berechneten Stickstoffeinträge werden in kg/(ha*a) mit einer Nachkommastelle ausgegeben; gerundet entsprechend DIN 1333 (1992).

Die Differenzdarstellung weist als geringste Änderung die um 0.3 kg/(ha*a) aus. Dies entspricht den Inhalten des Forschungsberichtes der BASt (2013) „Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotop“.

Hinweis: Die berechneten Stickstoffdepositionen werden mit einer Genauigkeit von einer Dezimalstelle angegeben. Sie wurden entsprechend dem Stand der Technik berechnet. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, dass N-Depositionen kleiner 1 kg/(ha*a) mit sehr niedrigen NO_x- und NH₃-Konzentrationen korreliert sind.

Die Unsicherheit der angegebenen Ergebnisse steigt mit der Abnahme der berechneten Werte. Eine genaue Quantifizierung dieser Unsicherheiten ist wegen der vielfachen Einflüsse, z.B. Verkehrsmengen und -zusammensetzung, Emissionsfaktoren, Meteorologie, Depositionsgeschwindigkeiten, Ausbreitungsmodell etc., nicht möglich.

6 ERGEBNISSE

Die berechneten Stickstoffdepositionen für Prognose-Null- und Planfall 2023 sind als verkehrsbedingte Zusatzbelastung in **Abb. 6.1** und **Abb. 6.2** dargestellt.

Das FFH-Gebiet Garnholt reicht bis auf nur wenige Meter an die Trasse heran. Im Nullfall 2023 (**Abb. 6.1**) ist trassennah mit einer hohen Deposition von Stickstoff zu rechnen. Die N-Depositionen verringern sich mit zunehmender Entfernung zur Emissionsquelle. Im nördlichen Bereich des FFH-Gebiets wurden die größten Stickstoffeinträge ermittelt. Hier werden direkt an der A 28 N-Depositionen bis 3.7 kg/(ha a) berechnet.

Im Planfall 2023 (siehe **Abb. 6.2**) führen die Veränderungen einer höheren Verkehrsbelastung und einem schlechteren Verkehrszustand zu insgesamt höheren N-Depositionen gegenüber dem Nullfall. So wurden im FFH-Gebiet N-Depositionen bis 4.1 kg/(ha a) berechnet.

In den Abbildungen ist die Hauptwindrichtung im Untersuchungsgebiet gut erkennbar. Die Schadstoffe verteilen sich asymmetrisch zu beiden Straßenseiten der A 28. Im Hinblick auf das FFH-Gebiet ist dies eine günstige meteorologische Konstellation, da die N-Depositionen in nordöstliche Richtung höher sind.

Um den Unterschied zwischen Nullfall und dem Planfall aufzeigen zu können, wurden die Differenzen des Planfalls mit dem Nullfall gebildet. Die Berechnungen zu der **Abb. 6.3** wurden aus den ungerundeten N-Depositionen aus Planfall 2023 minus Nullfall 2023 gebildet. Blaue Farben repräsentieren dabei Entlastungsbereiche, während rote Farbtöne Mehrbelastungsbereiche darstellen.

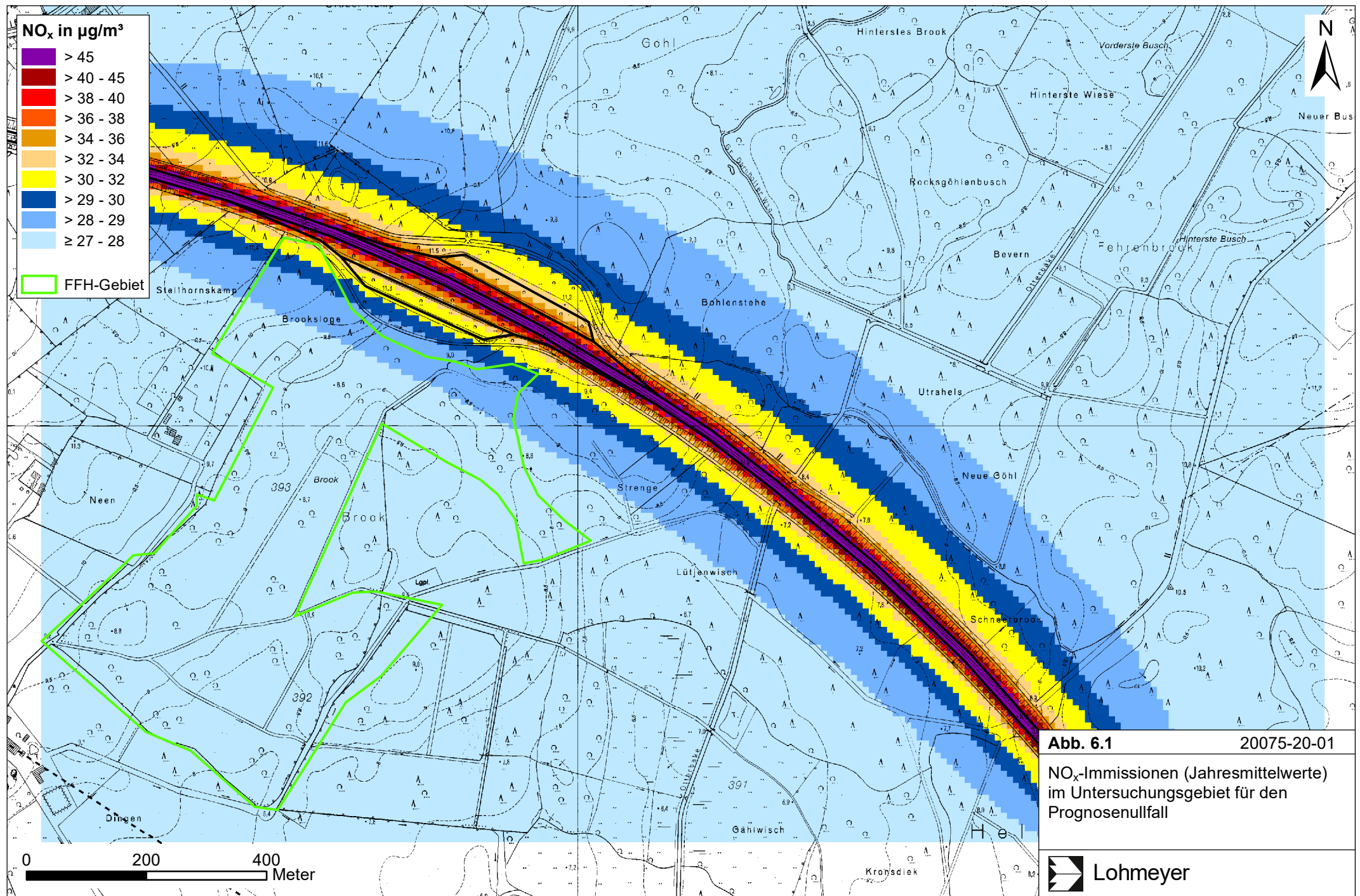
Hinweis: Zur Beurteilung ist auch hier die Gesamtbelastung heranzuziehen, die sich aus Summe von hier dargestellter verkehrsbedingter Zusatzbelastung und Hintergrundbelastung zusammensetzt. Dies muss bei der Bewertung der berechneten Belastungen, die nicht Gegenstand des vorgelegten Gutachtens sind, entsprechend beachtet werden.

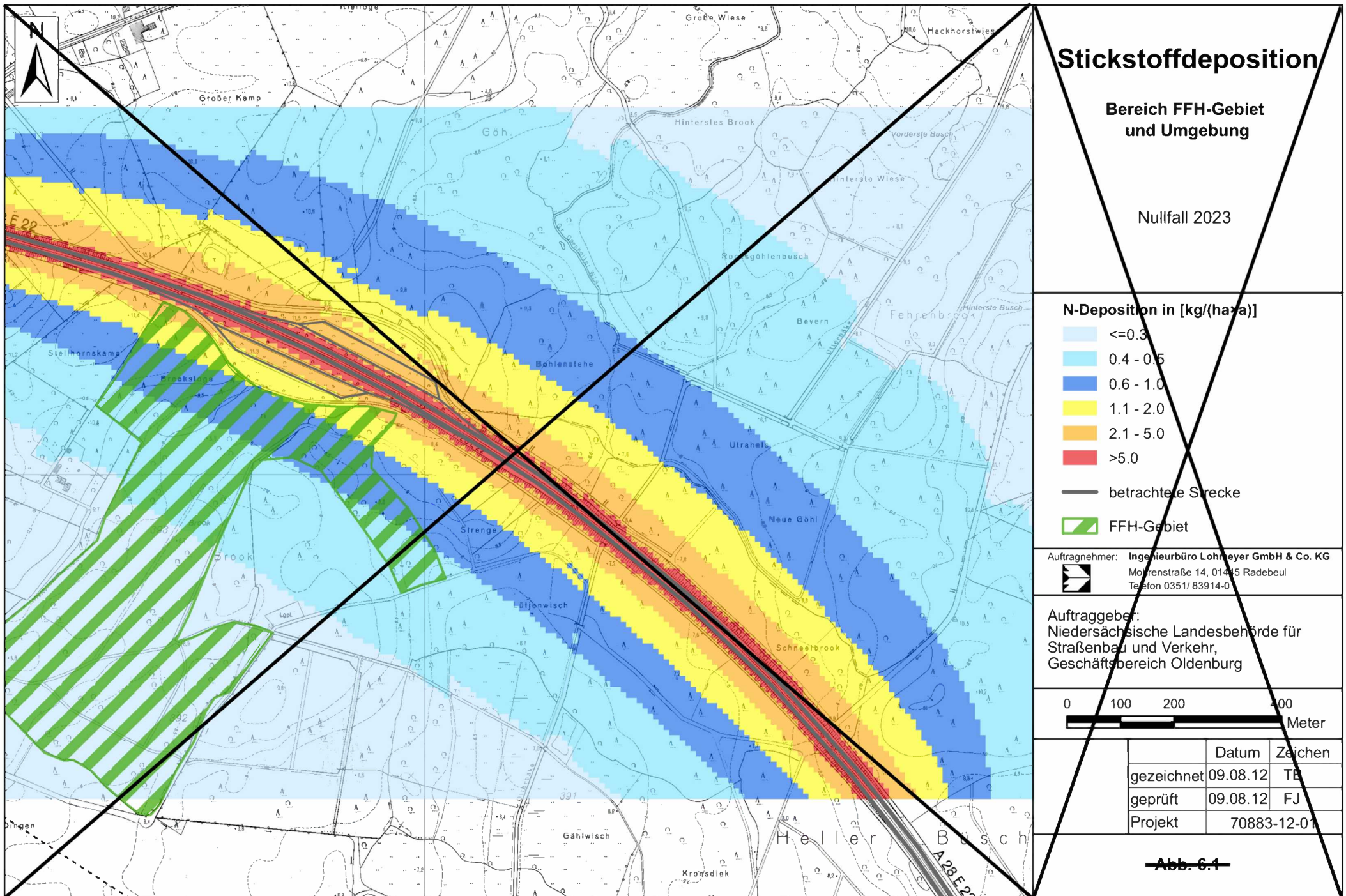
6.1 Stickstoffoxidimmissionen

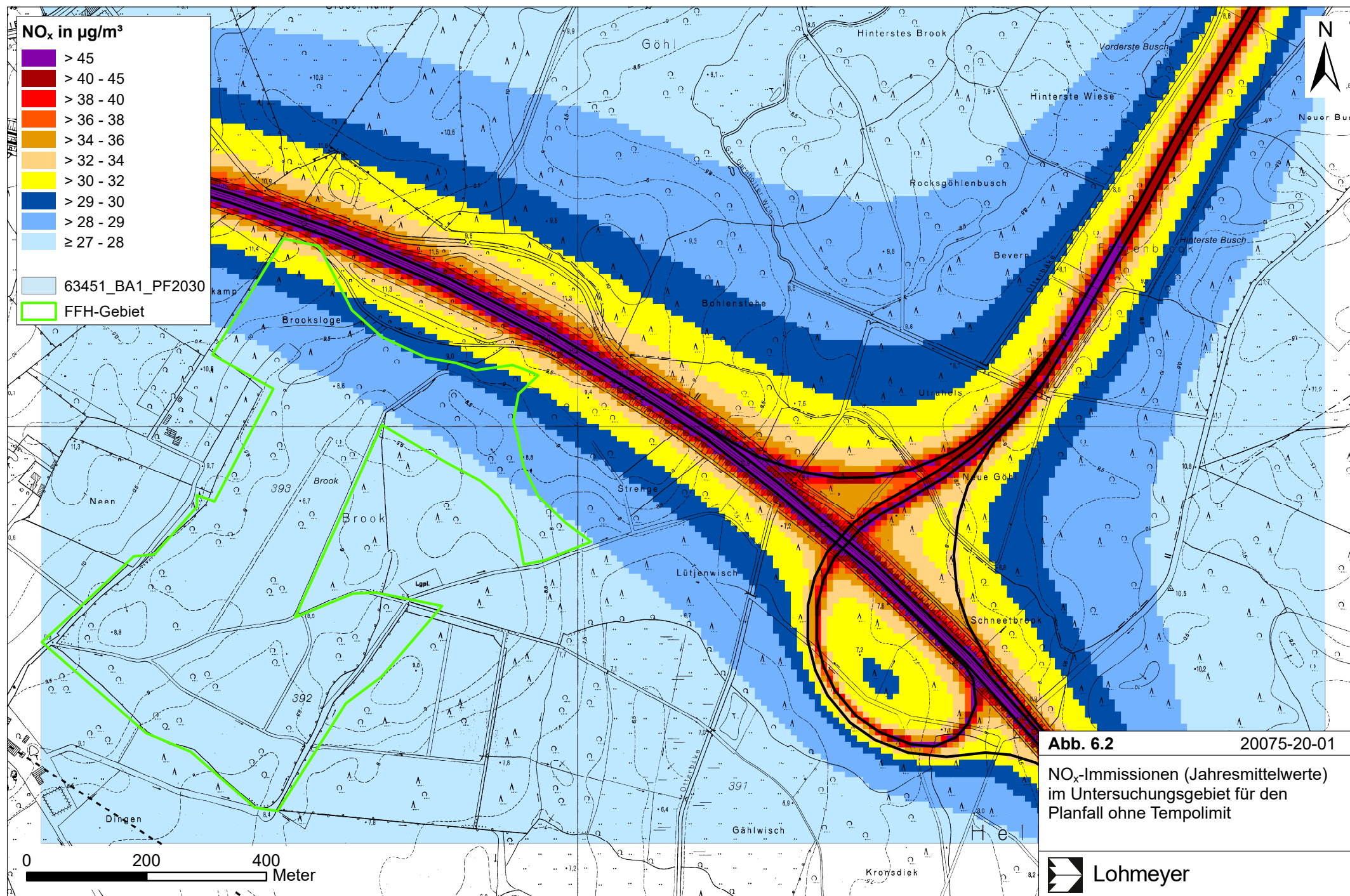
Abb. 6.1 und **Abb. 6.2** zeigen die berechneten NO_x -Jahresmittelwerte der bodennahen Luftkonzentrationen (Gesamtbelastung aus Hintergrundbelastung und verkehrsbedingter Zusatzbelastung). Die NO_x -Hintergrundbelastung wurde aus Messdaten umliegender Stationen abgeleitet. Das FFH-Gebiet „Garnholt“ ist in den Darstellungen grün umrandet.

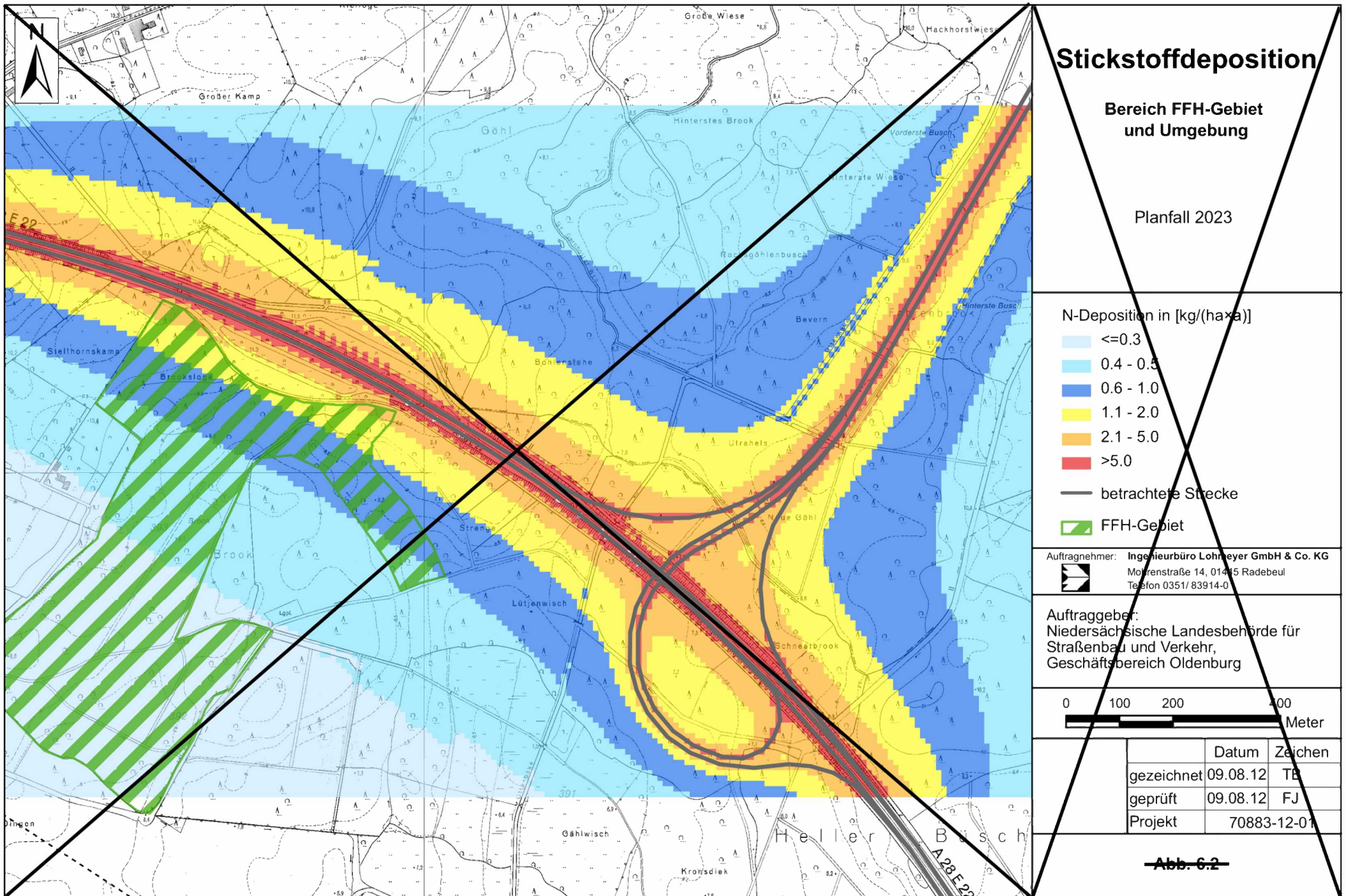
Im Prognosenullfall (**Abb. 6.1**) werden im Untersuchungsgebiet NO_x -Immissionen im Jahresmittel überwiegend unter $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet, was in etwa der angesetzten Hintergrundbelastung entspricht. Nur im unmittelbaren Nahbereich zur A 28 werden erhöhte NO_x -Immissionen bis über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Ab einer Entfernung von etwa 80 m von der Trasse der A 28 werden NO_x -Immissionen im Prognosenullfall unter $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. In dem FFH-Gebiet „Garnholt“ südlich der A 28 werden für den Prognosenullfall NO_x -Immissionen bis leicht über $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet.

Im Planfall (**Abb. 6.2**) werden die höchsten NO_x -Immissionen bis über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entlang der Autobahnen prognostiziert. Im unmittelbaren Nahbereich der Trasse der A 28 und vereinzelt an der geplanten A 20 werden NO_x -Immissionen über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert. Ab einer









Entfernung von etwa 130 m von der Trasse der A 28 und ca. 70 m von der Trasse der geplanten A 20 werden NO_x -Immissionen im Planfall unter $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet; im Anschlussdreieck sind flächenhafte Bereiche mit erhöhter NO_x -Immission dargestellt. In dem FFH-Gebiet „Garnholt“ südlich der A 28 werden NO_x -Immissionen bis $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet; d.h. die verkehrsbedingte NO_x -Zusatzbelastung beträgt gegenüber dem Prognosenullfall an den zur A 28 nächstgelegenen Bereichen des FFH-Gebietes weniger als $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, überwiegend jedoch unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

6.2 Stickstoffeintrag

Abb. 6.3 und **Abb. 6.4** zeigen die berechneten verkehrsbedingten Zusatzbelastungen an Stickstoffeintrag in Böden (N-Deposition), resultierend aus straßenverkehrsbedingten NO_x - und Ammoniaketrägen des jeweiligen Betrachtungsfalles. Die FFH-Flächen sind in den Darstellungen wiederum grün umrandet. In der Legende ist eine Zuordnung der berechneten verkehrsbedingten Stickstoffeinträge mit den Farben gegeben. Die geringste Klasse ist mit $0.3 \text{ kg}/(\text{ha} \times \text{a})$ gewählt. Im Prognosenullfall (**Abb. 6.3**) sind in dem FFH-Gebiet „Garnholt“ an der A 28 verkehrsbedingte Stickstoffeinträge bis $3.5 \text{ kg N}/(\text{ha} \times \text{a})$, überwiegend unter $0.3 \text{ kg N}/(\text{ha} \times \text{a})$ abgeleitet.

Im Planfall (**Abb. 6.4**) werden durch die geplante A 20 auch auf der A 28 höhere Verkehrsstärken und damit etwas höhere Stickstoffeinträge prognostiziert, die in dem FFH-Gebiet „Garnholt“ an der A 28 mit verkehrsbedingten Stickstoffeinträgen bis $4 \text{ kg N}/(\text{ha} \times \text{a})$, überwiegend unter $0.3 \text{ kg N}/(\text{ha} \times \text{a})$ abgeleitet sind. Die Änderung der verkehrsbedingten Zusatzbelastung der Stickstoffdeposition im Planfall gegenüber dem Prognosenullfall beträgt in einem kleinen Bereich nahe der A 28 bis $0.5 \text{ kg N}/(\text{ha} \times \text{a})$, im überwiegenden Bereich des FFH-Gebietes weniger als $0.3 \text{ kg}/(\text{ha} \times \text{a})$ (**Abb. 6.5**). Damit sind Zunahmen des verkehrsbedingten Stickstoffeintrags über $0.3 \text{ kg}/(\text{ha} \times \text{a})$ in weniger als 1% der Fläche des FFH-Gebietes „Garnholt“ abzuleiten.

Ergänzend wird rechnerisch ein modifizierter Planfall mit Tempolimit 120 km/h auf der A 28 am FFH-Gebiet in Fahrtrichtung Osten betrachtet im Hinblick auf die Verkehrssicherheit im Anschlussdreieck und eine geringere Steigerung des Stickstoffeintrags am nördlichen Rand des FFH-Gebietes (**Abb. 6.6**). Die Änderung der verkehrsbedingten Zusatzbelastung der Stickstoffdeposition im modifizierten Planfall (Tempolimit 120 km/h) ist in **Abb. 6.7** dargestellt und weist im Bereich des FFH-Gebietes „Garnholt“ keine Zunahmen über $0.3 \text{ kg}/(\text{ha} \times \text{a})$ auf.

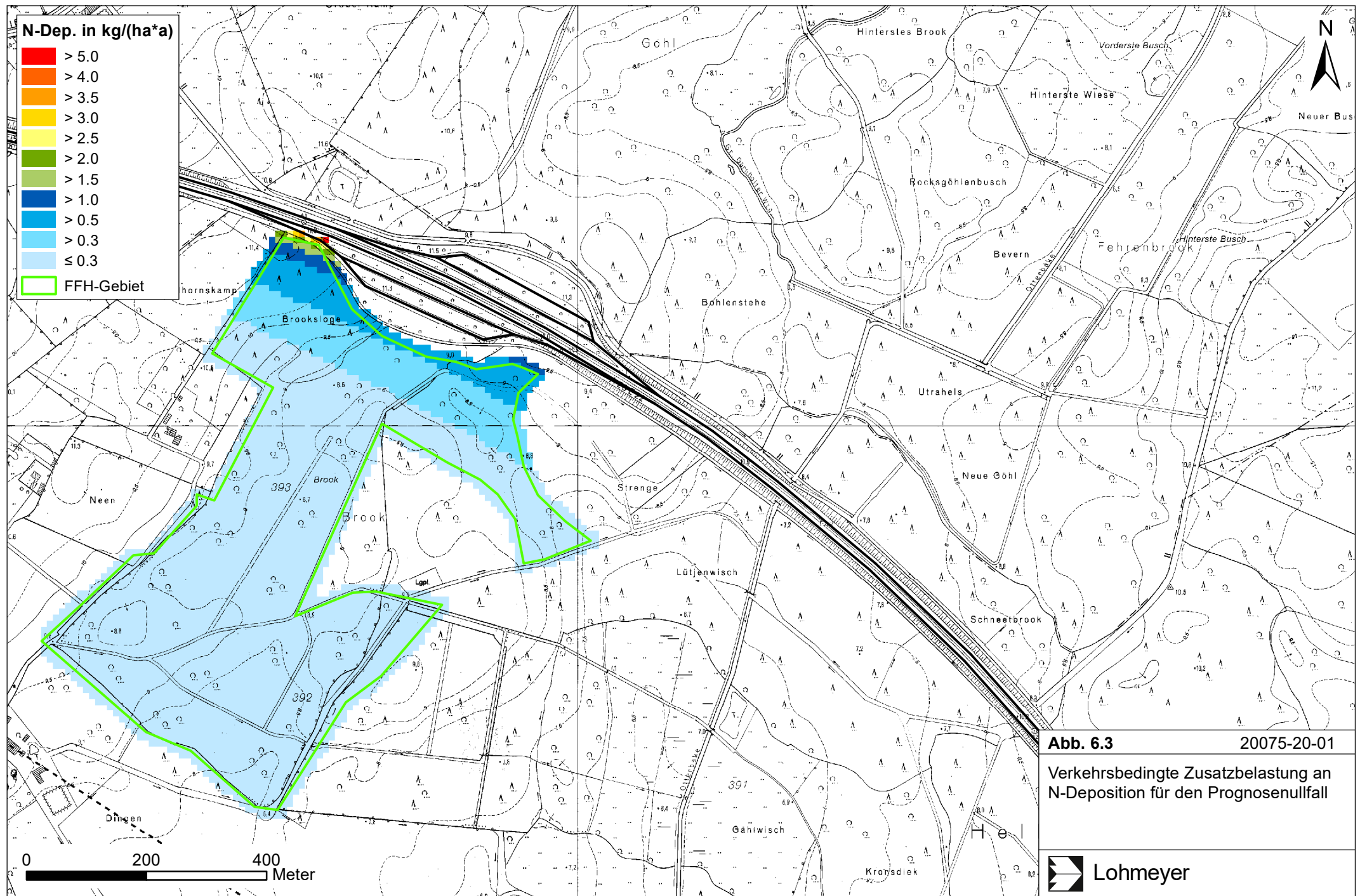
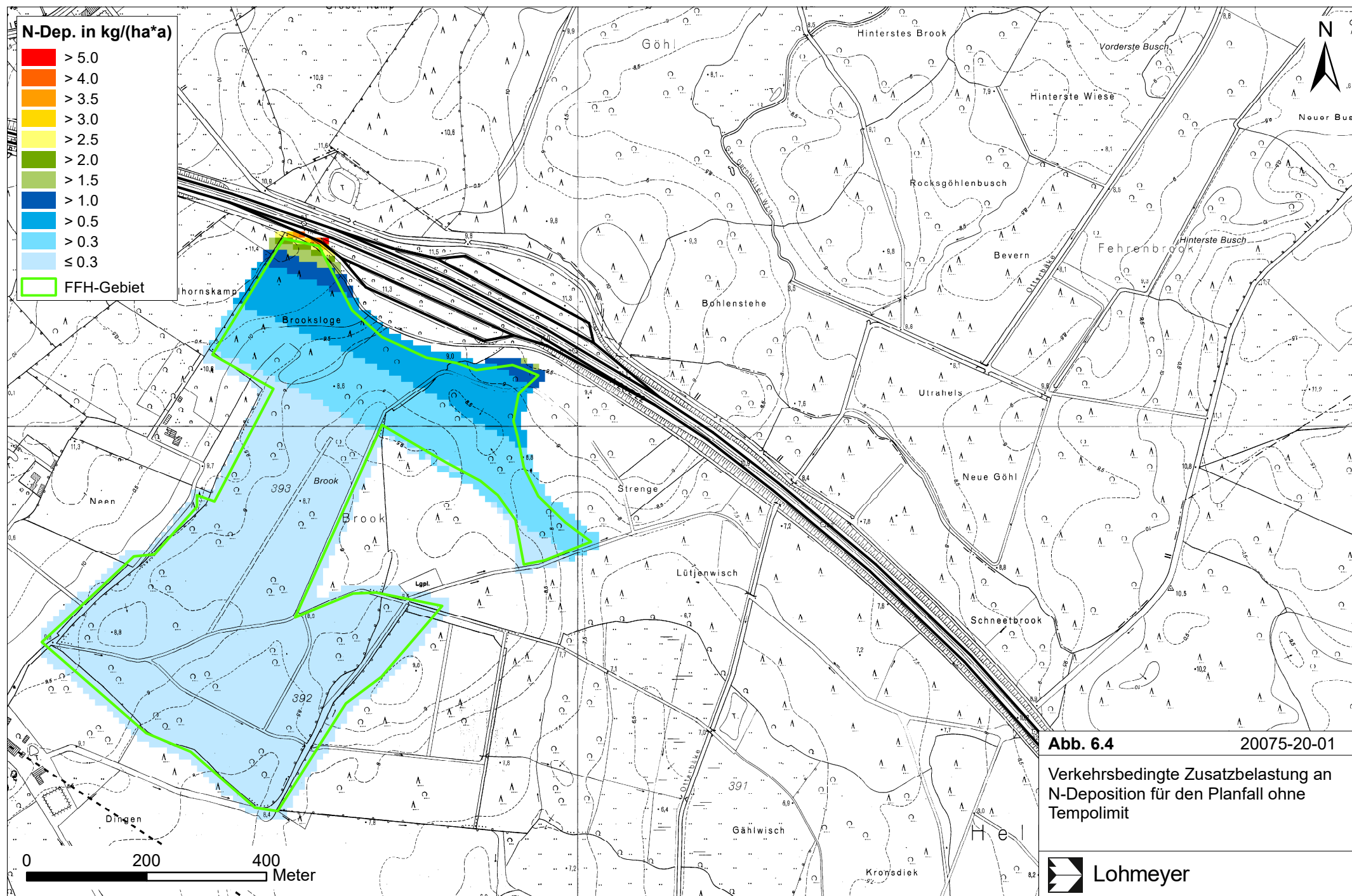
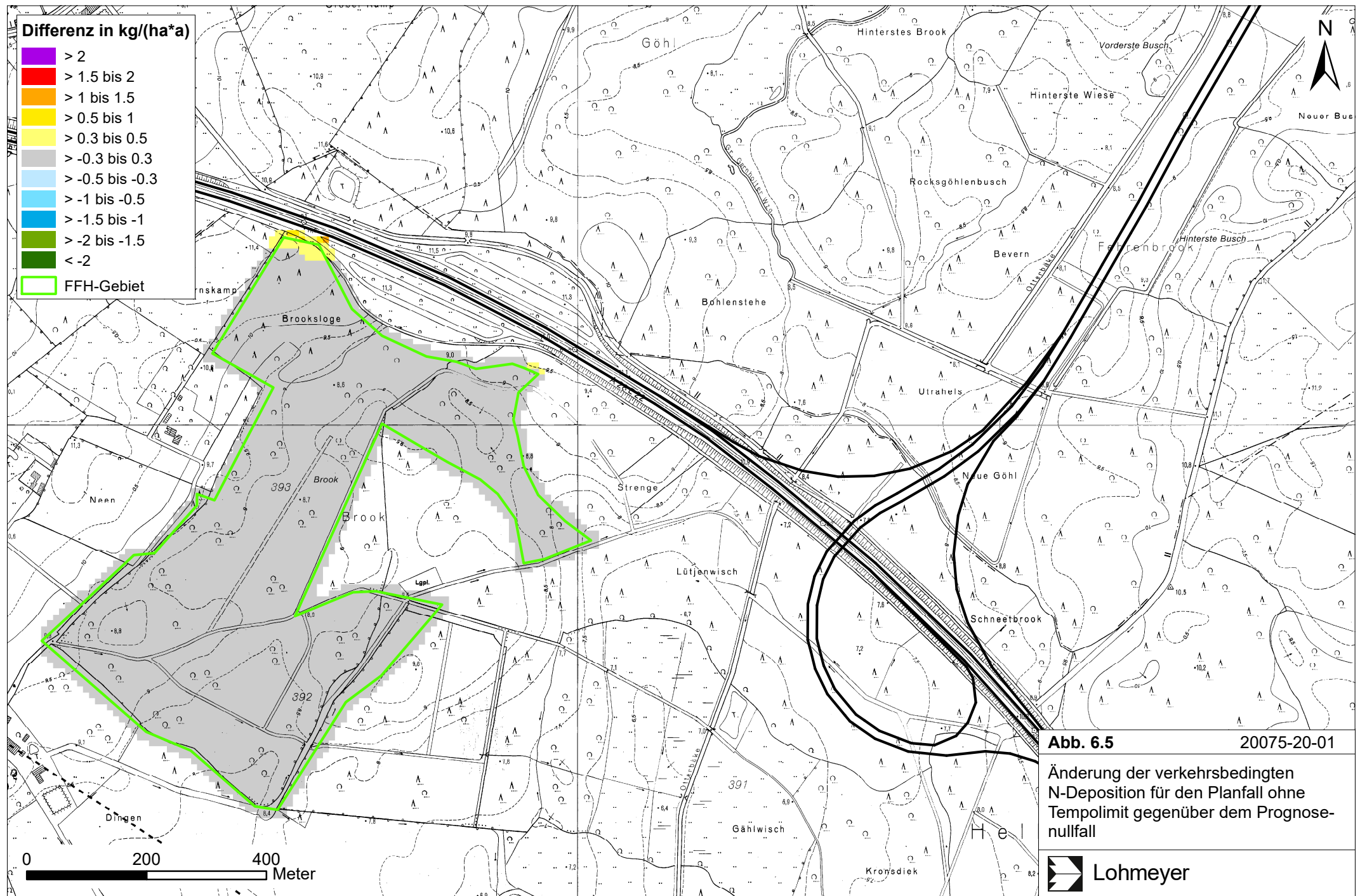
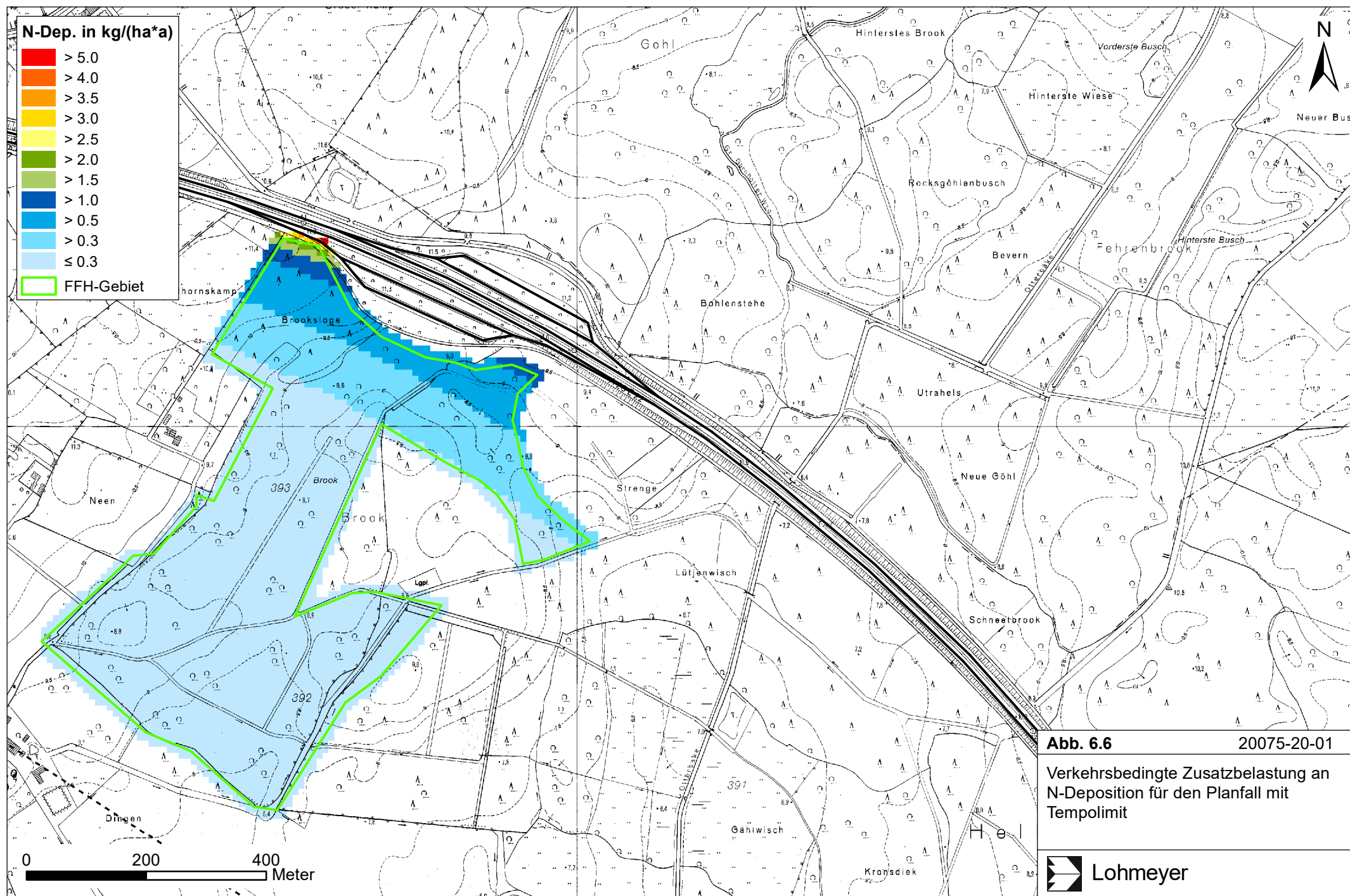
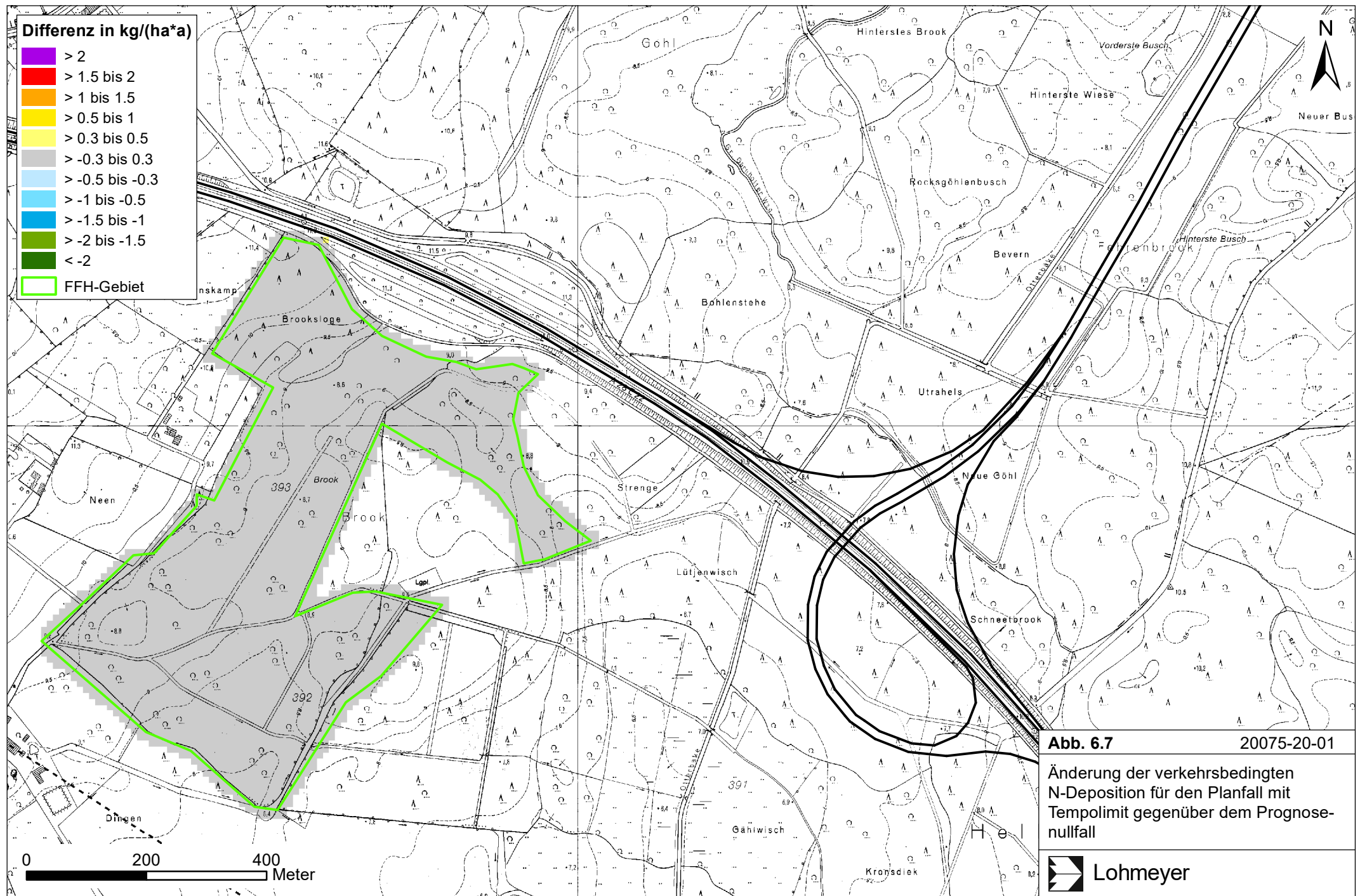


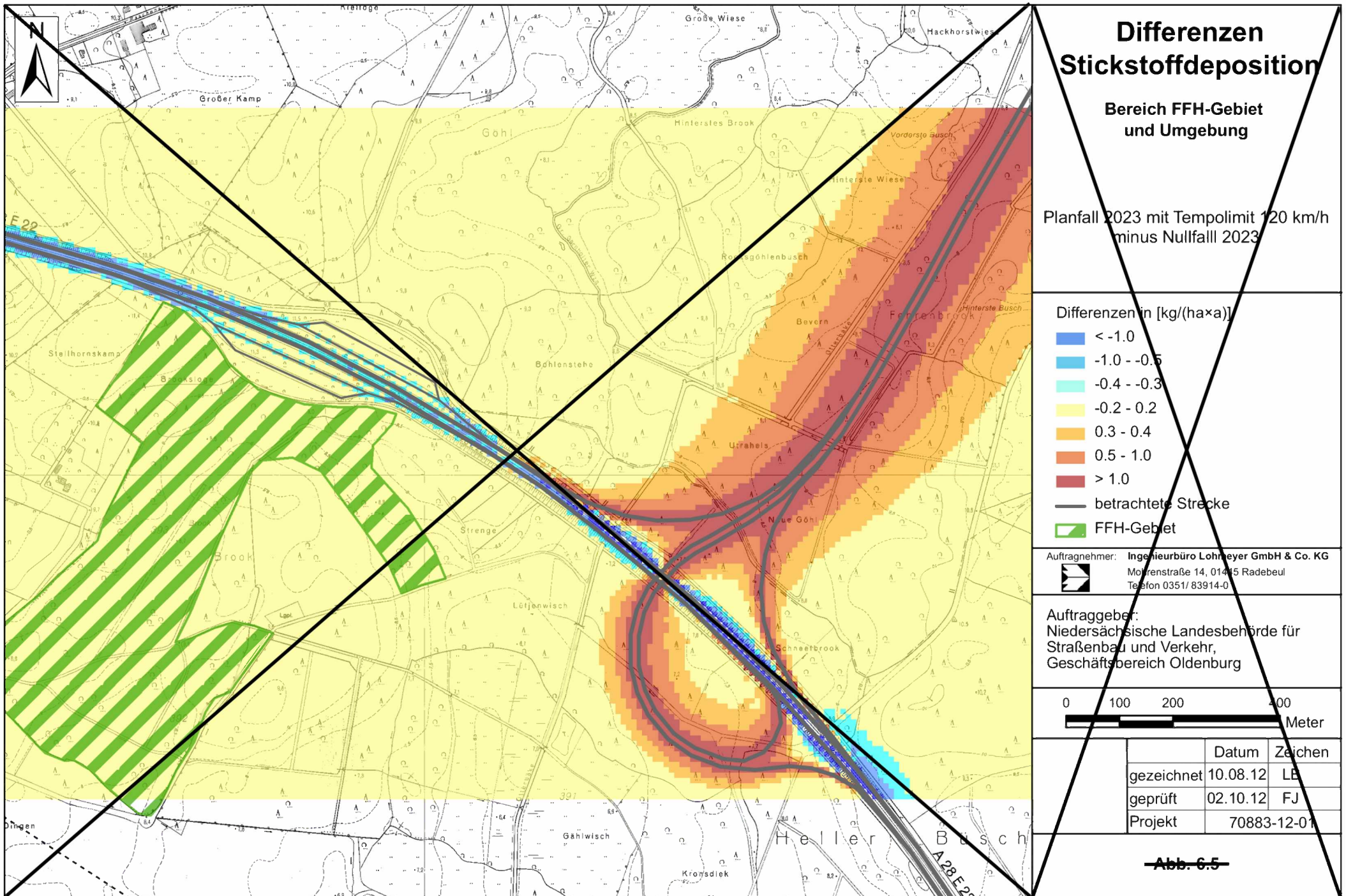
Abb. 6.3 20075-20-01
Verkehrsbedingte Zusatzbelastung an
N-Deposition für den Prognosenullfall











7 LITERATUR

22. BImSchV (2007): Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, 22. BImSchV, Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft vom 11. September 2002 (BGBl. I S. 3626), geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 241). (mit Erscheinen der 39. BImSchV zurückgezogen)
23. BImSchV (1996): Dreiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Festlegung von Konzentrationswerten - 23. BImSchV). In: BGBl. I, Nr. 66, S. 1962 (mit Erscheinen der 33. BImSchV zurückgezogen).
33. BImSchV. (2004): Dreiunddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Verminderung von Sommersmog, Versauerung und Nährstoffeinträgen – 33. BImSchV). BGBl I, Nr. 36, S. 1612-1625 vom 20.07.2004. (mit Erscheinen der 39. BImSchV zurückgezogen)
39. BImSchV (2010): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen – Emissionshöchstmengen – 39. BImSchV). BGBl I, Nr. 40, S. 1065-1104. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2010 Teil I Nr. 40, ausgegeben zu Bonn am 5. August vom 05.08.2010.
- Bachhiesl, M., Narodoslawsky, M., Sturm, P.-J. (2002): Berechnung des Depositionsflusses als Grundlage für ökotoxikologische Beurteilungen. UVP-report 1+2/2002.
- Bächlin et al. (2008): Untersuchungen zu Stickstoffdioxid-Konzentrationen, Los 1 Überprüfung der Rombergformel. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Karlsruhe. Projekt 60976-04-01. Gutachten im Auftrag von: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen, W., Bösing, R., Brandt, A., Schulz, T. (2006): Überprüfung des NO-NO₂-Umwandlungsmodells für die Anwendung bei Immissionsprognosen für bodennahe Stickoxidfreisetzung. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft, 66 (2006) Nr. 4 – April.

~~Bäumer, D. (2003): Transport und chemische Umwandlung von Luftschadstoffen im Nahbereich von Autobahnen – Numerische Simulationen. Wissenschaftliche Berichte des Instituts für Meteorologie und Klimaforschung der Universität Karlsruhe Nr. 32. Juni 2003.~~

BAST (1986): Straßenverkehrszählungen 1985 in der Bundesrepublik Deutschland. Erhebungs- und Hochrechnungsmethodik. Schriftenreihe Straßenverkehrszählungen, Heft 36. Im Auftrag des Bundesministers für Verkehr, Bergisch Gladbach, 1986. Hrsg.: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.

BAST (2012): Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2010. Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik, Bergisch-Gladbach, 2012.

BAST (2013): Balla, S., Uhl, R., Schlutow, A., Lorentz, H., Förster, M., Becker, C., Müller-Pfannenstiel, K., Lüttmann, J., Scheuschner, Th., Kiebel, A., Düring, I., Herzog, W.: Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope. Bericht zum FE-Vorhaben 84.0102/2009 der Bundesanstalt für Straßenwesen, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik Band 1099; BMVBS Abteilung Straßenbau, Bonn; Carl Schünemann Verlag, Bremen.

BLUES (2004-2020): BLUES - Das Bremer Luftüberwachungssystem, Jahresberichte für 2003 bis 2019. Der Senator für Umwelt, Bau und Verkehr. www.umwelt.bremen.de

DIN 1333 (1992): Zahlenangaben. Hrsg.: Normenausschuss Einheiten und Formelgrößen (AEF) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V. Normenausschuss Qualitätssicherung und angewandte Statistik (AQS) im DIN. Beuth Verlag GmbH, Berlin.

DWD (2010): Amtliches Gutachten - Qualifizierte Prüfung (QPR) der Übertragbarkeit einer Ausbreitungsklassenstatistik (AKS) bzw. einer Ausbreitungszeitreihe (AKTerm) nach TA Luft 2002 auf den Standortbereich des Anschlussdreieckes der A 28 bei 26655 Westerstede. Deutscher Wetterdienst, Abteilung Klima- und Umweltberatung, Hamburg, 13. September 2010.

EG-Richtlinie 2008/50/EG (2008): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21.05.2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Amtsblatt der Europäischen Union vom 11.06.2008, Nr. L152/1.

- Flassak, Th., Bächlin, W., Bösing, R., Blazek, R., Schädler, G., Lohmeyer, A. (1996): Einfluss der Eingangsparameter auf berechnete Immissionswerte für KFZ-Abgase - Sensitivitätsanalyse. In: FZKA PEF-Bericht 150, Forschungszentrum Karlsruhe.
- FGSV (2019): Hinweise zur Prüfung von Stickstoffeinträgen in der FFH-Verträglichkeitsprüfung für Straßen (H PSE) – Stickstoffleitfaden Straße. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Köln, 2019.
- Janicke (2014), L. (2006): Ausbreitungsmodell LASAT: Referenz- und Arbeitsbuch, Referenzbuch zu Version 3.2.15 Ingenieurbüro Janicke – Gesellschaft für Umweltphysik, Überlingen, 09.02.2014. Ing.-Büro Dr. Lutz Janicke, Dunum, März 2006.
- Lohmeyer (2011): A 20 Küstenautobahn, Anschlussdreieck A 28, Stickstoffdepositionen im FFH-Gebiet Garnholt. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul. Projekt 70655-10-01, Juni 2011. Gutachten im Auftrag von: Niedersächsische Landesbehörde für Straßenbau und Verkehr, Geschäftsbereich Oldenburg.
- Kühlwein, J. (2004): Unsicherheiten bei der rechnerischen Ermittlung von Schadstoffemissionen des Straßenverkehrs und Anforderungen an zukünftige Modelle. Dissertation, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) der Universität Stuttgart, 20. September 2004.
- LAI (2012): Leitfaden zur Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen, LAI Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz, 1. März 2012.
- LÜN (2004-2020): Jahresbericht und EU-Auswertung des Lufthygienischen Überwachungssystems Niedersachsen (LÜN). Niedersächsische Gewerbeaufsicht, www.umwelt.niedersachsen.de.
- Röckle, R., Richter, C.-J. (1995): Ermittlung des Strömungs- und Konzentrationsfeldes im Nahfeld typischer Gebäudekonfigurationen - Modellrechnungen -. Abschlussbericht PEF 92/007/02, Forschungszentrum Karlsruhe.
- Romberg, E., Niemann, H.-J., Brilon, W., Hölscher, N. (1986): Windkanaluntersuchungen über die Ausbreitung von Abgasen an Hochleistungsstraßen. 3. Teilstufe: Parameterstudie. Forschungsbericht im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen vom Institut für Konstruktiven Ingenieurbau und Lehrstuhl für Verkehrswesen I, Ruhr-Universität Bochum.

- Romberg, E., Bösing, R., Lohmeyer, A., Ruhnke, R., Röth, E. (1996): NO-NO₂-Umwandlungsmodell für die Anwendung bei Immissionsprognosen für KFZ-Abgase. Hrsg.: Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft, Band 56, Heft 6, S. 215-218.
- Schädler, G., Bächlin, W., Lohmeyer, A., van Wees, T. (1996): Vergleich und Bewertung derzeit verfügbarer mikroskaliger Strömungs- und Ausbreitungsmodelle. In: Berichte Umweltforschung Baden-Württemberg (FZKA-PEF 138).
- SSP Consult – ~~Beratende Ingenieure~~ (2012): ~~(2016): Fortschreibung der Verkehrsuntersuchung für die Küstenautobahn A 20 –Westerstede (A 28) bis Drochtersen (A 20/Elbquerung) Variante West 3/Ost 2, Bergisch-Gladbach).~~ SSP Consult GmbH, 2016.
- Stern, R. und Yamatino, R.J. (2001): ~~Development and first evaluation of micro-calgrid: a 3-D, urban-canopy-scale photochemical model. Atmospheric Environment 35, S149-S165., ISSN: 13522310.~~
- UBA TA Luft (2002): 1. Allg. Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft). GMBI. 2002, Heft 25 – 29, S. 511 – 605.
- TREMOD (2010): TREMOD – Transport Emission Model: Fortschreibung und Erweiterung "Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960-2030". Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 3707 45 101, Version 5.1, ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. 2010.
- UBA (2019): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, ~~Version 3.1/Januar 2010. Dokumentation zur .~~ Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS AG Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit IFEU Heidelberg. ~~4.1 / September 2019.~~ Hrsg.: Umweltbundesamt, Berlin. ~~<http://www.hbefa.net/d/start.html>~~ www.hbefa.net.
- VDI 3782, ~~3945~~ Blatt 5 ~~(20063 (2000): Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle – Depositionsparameter. – Partikelmodell, VDI/DIN-Handbuch-Richtlinie 3945 Blatt 3. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft, Band 4b (KRdL) im VDI, Düsseldorf, Verein Deutscher Ingenieure, April 2006~~ ~~September 2000.~~

VDI 3782 Blatt 7 (2003): Umweltmeteorologie - Kfz-Emissionsbestimmung – Luftbeimengungen. VDI-Richtlinie VDI 3782 Blatt 7. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN – Normenausschuss, Düsseldorf, November 2003.

VDI 3782 Blatt 5 (2006): Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Depositionsparameter. VDI-Richtlinie VDI 3782 Blatt 5. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN – Normenausschuss, Düsseldorf, April 2006.

A N H A N G A1

**BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN AN KFZ-
STRASSEN**

A1 BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN

A1.1 Grenzwerte

Durch den Betrieb von Kraftfahrzeugen entstehen eine Vielzahl von Schadstoffen, welche die menschliche Gesundheit gefährden können, z. B. Stickoxide (NO_x als Summe von NO und NO_2), Kohlenmonoxid (CO), Schwefeldioxid (SO_2), Benzol, Partikel, etc. Im vorliegenden Gutachten werden Konzentrationen bzw. Immissionen von Luftschadstoffen ermittelt. Deren Angabe allein vermittelt jedoch weder Informationen darüber, welche Schadstoffe die wichtigsten sind, noch einen Eindruck vom Ausmaß der Luftverunreinigung im Einflussbereich einer Straße. Erst ein Vergleich der Schadstoffkonzentrationen mit schadstoffspezifischen Beurteilungswerten, z. B. Grenz- oder Vorsorgewerten lässt Rückschlüsse auf die Luftqualität zu. Darauf wird im Folgenden eingegangen.

Grenzwerte sind rechtlich verbindliche Beurteilungswerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit, der Vegetation oder des Bodens, die einzuhalten sind und nicht überschritten werden dürfen. Die in Deutschland für den Einflussbereich von Straßen maßgebenden Grenzwerte sind in der 39. BImSchV (2010) benannt, dort als Immissionsgrenzwert bezeichnet. Bezüglich verkehrsbedingter Luftschadstoffe sind derzeit NO_2 , PM_{10} und $\text{PM}_{2.5}$ von Bedeutung, gelegentlich werden zusätzlich noch die Schadstoffe Benzol und Kohlenmonoxid betrachtet. Ruß wird nicht betrachtet, weil es nach Erscheinen der 33. BImSchV (2004) und dem damit erfolgten Zurückziehen der 23. BImSchV (1996) dafür keinen gesetzlichen Beurteilungswert mehr gibt. Ruß ist Bestandteil von PM_{10} und wird damit indirekt erfasst. Die Grenzwerte der 39. BImSchV sind in **Tab. A1.1** angegeben.

Ergänzend zu diesen Grenzwerten nennt die 39. BImSchV Toleranzmargen; das sind in jährlichen Stufen abnehmende Werte, um die der jeweilige Grenzwert innerhalb festgesetzter Fristen überschritten werden darf, ohne in Deutschland die Erstellung von Luftreinhalteplänen zu bedingen. Diese Werte werden als Übergangsbeurteilungswerte bezeichnet, sofern sie aufgrund der zeitlichen Zusammenhänge in den Betrachtungen der Planungen Berücksichtigung finden.

Zusätzliche Luftschadstoffe zu den genannten werden meist nicht betrachtet, da deren Immissionen in Deutschland typischerweise weit unterhalb der geltenden Grenzwerte liegen. In der 39. BImSchV (2010) werden auch Zielwerte für PM_{2.5}, Arsen, Kadmium, Nickel und

Stoff	Mittelungszeit	Grenzwert	Geltungszeitpunkt
NO ₂	Stundenmittelwert	200 µg/m ³ maximal 18 Überschreitungen / Jahr	seit 2010
NO ₂	Jahresmittelwert	40 µg/m ³	seit 2010
Partikel (PM ₁₀)	Tagesmittelwert	50 µg/m ³ maximal 35 Überschreitungen / Jahr	seit 2005
Partikel (PM ₁₀)	Jahresmittelwert	40 µg/m ³	seit 2005
Partikel (PM _{2.5})	Jahresmittelwert	25 µg/m ³	seit 2015
Benzol	Jahresmittelwert	5 µg/m ³	seit 2010
Kohlenmonoxid (CO)	8 h gleitender Wert	10 mg/m ³	seit 2005

Tab. A1.1: Immissionsgrenzwerte nach 39. BImSchV (2010) für ausgewählte (verkehrsrelevante) Schadstoffe

Benzo(a)pyren (BaP) in der Luft als Gesamtgehalt in der PM₁₀-Fraktion über ein Kalenderjahr gemittelt festgesetzt. Ein Zielwert ist die nach Möglichkeit in einem bestimmten Zeitraum zu erreichende Immissionskonzentration, um die schädlichen Einflüsse auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt insgesamt zu vermeiden, zu verhindern oder zu verringern. Die verkehrsbedingten Zusatzbelastungen dieser genannten Schadstoffe liegen selbst an stark befahrenen Hauptverkehrsstraßen meist deutlich unterhalb der Hintergrundbelastung und werden deshalb ebenfalls nicht mitbetrachtet.

Der Inhalt der am 11. Juni 2008 in Kraft getretenen EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG ist mit der 39. BImSchV in nationales Recht umgesetzt. In der 39. BImSchV wurden u.a. die Inhalte der 22. BImSchV und 33. BImSchV zusammengefasst, sodass diese beiden BImSchV aufgehoben wurden. Ein neues Element der 39. BImSchV ist die Einführung eines Immissionsgrenzwertes für die Feinstaubfraktion PM_{2.5} (Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 2.5 µm), der seit dem 1. Januar 2015 einzuhalten ist.

A1.2 Vorsorgewerte

Da der Vergleich von Luftschadstoffkonzentrationen mit Grenzwerten allein noch nicht ausreichend ist, um eine Luftschadstoffkonzentration zu charakterisieren, gibt es zusätzlich zu den Grenzwerten so genannte Vorsorgewerte bzw. Zielwerte zur langfristigen Verbesserung der Luftqualität.

In der 39. BImSchV wird ergänzend zur Einhaltung des Grenzwertes als nationales Ziel gefordert, ab dem Jahr 2015 den Indikator für die durchschnittliche PM_{2.5}-Exposition von 20 µg/m³ im Jahresmittel einzuhalten. Die durchschnittliche PM_{2.5}-Exposition für das Referenzjahr 2010 ist vom UBA festzustellen und basiert auf dem gleitenden Jahresmittelwert der Messstationen im städtischen und regionalen Hintergrund für die Jahre 2008 bis 2010. Ab dem Jahr 2020 soll als Zielwert eine reduzierte durchschnittliche PM_{2.5}-Exposition eingehalten werden. Das Reduktionsziel beträgt in Abhängigkeit vom Ausgangswert im Referenzjahr 2010 bis zu 20%, mindestens jedoch soll das Ziel von 18 µg/m³ im Jahr 2020 erreicht werden.

A1.3 Europäische Richtlinien zur Bewertung von Luftschadstoffen

Die EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG ist mit ihrer Veröffentlichung im Amtsblatt der Europäischen Union am 11. Juni 2008 in Kraft getreten. Mit der 39. BImSchV hat die Bundesregierung die EU-Richtlinie weitgehend in nationales Recht umsetzt.

Im Unterschied zur 39. BImSchV soll nach der EU-Luftqualitätsrichtlinie ab dem Jahr 2020 ein PM_{2.5}-Richtgrenzwert von 20 µg/m³ im Jahresmittel (Stufe 2 im Anhang XIV) zum Grenzwert werden. Im Jahr 2013 sollte dieser Richtgrenzwert von der EU-Kommission anhand zusätzlicher Informationen über die Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt, die technische Durchführbarkeit und die Erfahrungen mit dem Zielwert in den Mitgliedstaaten überprüft werden.

A1.4 Schutz der Vegetation

Zum Schutz der Vegetation nennt die 39. BImSchV einen kritischen Wert für Stickstoffoxide (NO_x) von 30 µg/m³ im Jahresmittel. Dieser „kritische Wert“ ist ein auf Grund wissenschaftlicher Erkenntnisse festgelegter Wert, dessen Überschreitung unmittelbare schädliche Auswirkungen für manche Rezeptoren wie Bäume, Pflanzen oder natürliche Ökosysteme haben kann. Die Erfassung und Anwendung ist für Bereiche vorbehalten, die mehr als 20 km von

Ballungsräumen oder 5 km von anderen bebauten Gebieten, Industrieanlagen oder Bundesautobahnen oder Hauptstraßen mit einem täglichen Verkehrsaufkommen von mehr als 50 000 Fahrzeugen entfernt sind.

A N H A N G A2

BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR

IMMISSIONSERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION

A2 BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR IMMISSIONSERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION

A2.1 PROKAS / LASAT - Berechnungsverfahren zur Bestimmung verkehrserzeugter Schadstoffbelastungen

Für die Berechnung der Emissionen wird das Berechnungsverfahren PROKAS verwendet, welches das umgebende Straßennetz bis in eine Entfernung von mehreren Kilometern vom Untersuchungspunkt berücksichtigt. Schadstoffbelastungen durch Ferntransport und andere Quellen (z.B. Industrie) werden durch PROKAS in der Hintergrundbelastung berücksichtigt.

Für die Rechnung wird das gesamte Straßennetz in kurze Linienquellen zerlegt. Mit diesem Aufteilen in Einzelquellen kann auch der Fall berücksichtigt werden, dass sich die Emissionen im Verlauf einer Straße ändern, zum Beispiel bei Geschwindigkeitsbeschränkung auf einem Teil einer Straße. Dann emittieren die Quellen, die dieses Straßenstück repräsentieren, mit einer anderen Quellstärke als die Quellen auf dem Straßenstück ohne Geschwindigkeitsbegrenzung. Für eine Bestimmung von Perzentilwerten ist es wichtig, die mit der Tageszeit veränderliche Verkehrsstärke zu berücksichtigen.

Strömungs- und Ausbreitungsmodellierung

Die Ausbreitung wird mit dem Lagrange'schen Partikelmodell LASAT (Janicke, 2006) simuliert. Das Ausbreitungsmodell LASAT (Beschreibung unten) berechnet die Ausbreitung von Spurenstoffen in der unteren Atmosphäre im mikro- und mesoskaligen Bereich. Es basiert auf einem Lagrange-Modell (Teilchensimulation), bei dem die Dispersion der Stoffteilchen in der Atmosphäre durch einen Zufallsprozess auf dem Computer simuliert wird. Für komplexes Gelände ist im meteorologischen Präprozessor ein diagnostisches Windfeldmodell integriert. Dreidimensionale Wind- und Turbulenzfelder, in denen z.B. der Einfluss von Gebäuden oder Unebenheiten des Geländes berücksichtigt sind, können auch explizit vorgegeben werden. Für eine Umsetzung der Kaltluftsimulationen mit KALM in Eingabe-Files von LASAT stehen separate Programme (Schnittstellen) zur Verfügung. Es können beliebig viele Emissionsquellen als Punkt-, Linien-, Flächen-, Raster- oder Volumenquellen definiert werden. Die meteorologischen Parameter der Ausbreitungsrechnung können als Zeitreihe vorgegeben werden. Es wird die über fortlaufende Zeitintervalle gemittelte dreidimensionale Konzentrationsverteilung der emittierten Spurenstoffe und die Massenstromdichte ihrer Deposition am Erdboden berechnet. Liegen die meteorologischen Daten als Zeitreihe über ein Jahr oder als Jahresstatistik

vor, können auch Jahresmittelwert und Perzentile berechnet werden. Im Nahbereich von Quellen kann die Ausbreitungsrechnung mit erhöhter räumlicher Auflösung durchgeführt werden.

Lärmschutzmaßnahmen

Auch der Einfluss von Lärmschutzmaßnahmen endlicher Länge kann entsprechend der Arbeiten von Romberg et al. (1986) für die Bundesanstalt für Straßenwesen berücksichtigt werden. Die Wirkung der Lärmschutzwand wird als Anfangsverdünnung interpretiert, indem der Quellboxhöhe ein Wert σ_{Z0} als additiver Term zugeschlagen wird. Das Ausbreitungsmodell ist in der Lage, für jede der Linienquellen einen eigenen Wert für σ_{Z0} zu berücksichtigen.

Meteorologie

Bezüglich der Meteorologie wird mit 36 verschiedenen Windrichtungsklassen, 9 verschiedenen Windgeschwindigkeitsklassen und 6 verschiedenen Ausbreitungsklassen gerechnet. Die Ausbreitungsklassen berücksichtigen, dass die Verdünnung der Abgase für eine gegebene Windrichtung und Windgeschwindigkeit auch noch von der Stabilität der Atmosphäre abhängt. So ist z. B. die Verdünnung bei "Inversionswetterlagen" schlechter als bei sonnigen "Normalwetterlagen". Insgesamt werden also $36 \times 9 \times 6 = 1\,944$ Wetterlagen mit den jeweiligen Häufigkeiten berücksichtigt.

Als Rechenergebnis erhält man somit für jeden betrachteten Punkt unterschiedliche Konzentrationswerte mit der zugehörigen Häufigkeit, also der Angabe darüber, wie häufig die jeweiligen Konzentrationen pro Jahr auftreten. Aus diesen Ergebnissen wird dann eine Häufigkeitsverteilung hergestellt und es wird derjenige Wert bestimmt, der z.B. in 98% der Zeit unterschritten wird. Dies ist der gesuchte 98-Perzentilwert der Zusatzbelastung.

Ermittlung der Gesamtbelastung

Die Ermittlung der Immissionskenngößen für die Gesamtbelastung aus den Kenngößen für die Hintergrundbelastung und die Zusatzbelastung erfolgt nach dem in der TA Luft 86 in Anhang D angegebenen Verfahren.

Die Parametrisierung der Umwandlung des von Kraftfahrzeugen hauptsächlich emittierten NO in NO₂ erfolgt nach Romberg et al. (1996). Diese Vorgehensweise wurde durch Auswertungen von Messdaten der letzten Jahre bestätigt (Bächlin et al., 2006).

A2.2 Beschreibung des Modells LASAT (Auszug aus dem Handbuch)

LASAT (Lagrange Simulation von Aerosol-Transport) ist ein Modell zur Berechnung der Ausbreitung von Spurenstoffen in der Atmosphäre, das in einem Computerprogramm realisiert ist. LASAT ist ein Episodenmodell, d.h. es berechnet den zeitlichen Verlauf der Stoffkonzentration in einem vorgegebenen Rechengebiet.

Bei der Ausbreitungsrechnung wird für eine Gruppe repräsentativer Stoffteilchen der Transport und die turbulente Diffusion durch einen Zufallsprozess auf dem Computer simuliert (Lagrange-Simulation).

LASAT ist konform mit der VDI-Richtlinie 3945 Blatt 3 „Partikelmodelle“ (VDI, 2000) und ist Grundlage des Ausbreitungsmodells AUSTAL2000 der neuen TA Luft (2002), das vom Ingenieurbüro Janicke im Auftrag des Umweltbundesamtes erstellt wurde.

Das Ausbreitungsmodell LASAT berechnet die Ausbreitung passiver Spurenstoffe in der unteren Atmosphäre (bis ca. 2 000 m Höhe) im lokalen und regionalen Bereich (bis ca. 150 km Entfernung). Es basiert auf einem Lagrange-Modell (Teilchensimulation), bei dem die Dispersion der Stoffteilchen in der Atmosphäre durch einen Zufallsprozess auf dem Computer simuliert wird. Dies ist — seit der Version 2.00 — ein Markov-Prozess für die Orts- und Geschwindigkeitskomponenten eines Simulationsteilchens, der Zeitschritte bis zum Doppelten der Lagrange-Korrelationszeit zulässt.

Es werden folgende physikalische Vorgänge zeitabhängig simuliert:

- • Transport durch den mittleren Wind,
- • Dispersion in der Atmosphäre,
- • Sedimentation schwerer Aerosole,
- • Deposition am Erdboden (trockene Deposition),
- • Auswaschen der Spurenstoffe durch Regen und nasse Deposition,
- • Chemische Umwandlungen erster Ordnung,
- • Gamma-Submersion (Wolkenstrahlung) bei radioaktiven Stoffen.

Eine Abgasfahnenüberhöhung wird parametrisch erfasst. Das Gelände kann eben oder gegliedert sein und Gebäude enthalten, deren Umströmung berücksichtigt wird. In ebenem Gelände werden die zeitabhängigen meteorologischen Größen durch ein ebenes Grenzschichtmodell beschrieben. Dieses greift auf einfache Parameter zur Charakterisierung der Wettersituation zurück, wie z. B. eine Klassierung nach TA Luft oder KTA, oder es wird direkt über die Monin-Obukhov-Länge und die Mischungsschichthöhe parametrisiert. Darüber hinaus können aber auch Vertikalprofile, wie sie von SODAR-Geräten zur Verfügung gestellt werden, oder Messreihen eines Ultraschall-Anemometers verarbeitet werden.

Für komplexes Gelände ist im meteorologischen Präprozessor ein diagnostisches Windfeldmodell integriert, das für indifferente und stabile Schichtung einsetzbar ist. Das diagnostische Windfeldmodell kann auch die Umströmung von Gebäuden berechnen und dabei die im Lee auftretende Rezirkulation und die erhöhte Turbulenz modellieren. Gebäude dürfen auch in gegliedertem Gelände stehen. Dreidimensionale Wind- und Turbulenzfelder können auch explizit vorgegeben werden. Die Struktur der hierfür benötigten Datendateien ist voll dokumentiert.

Es können beliebig viele Emissionsquellen als Punkt-, Linien-, Flächen-, Raster- oder Volumenquellen definiert werden. Die meisten Parameter der Ausbreitungsrechnung - insbesondere die Quellstärken bzgl. der einzelnen Stoffkomponenten, Quellorte, Umwandlungsraten, Depositionsgeschwindigkeiten - können als Zeitreihe vorgegeben werden.

Es wird die über fortlaufende Zeitintervalle gemittelte dreidimensionale Konzentrationsverteilung der emittierten Spurenstoffe und die Stoffstromdichte ihrer Deposition am Erdboden berechnet. Die Größe des Mittelungsintervalles ist vorgebar.

Die horizontale räumliche Auflösung beträgt typischerweise 1 bis 3% des gesamten Rechengebietes. Für den bei Teilchensimulationen immer auftretenden Stichprobenfehler (er kann durch Erhöhung der Teilchenzahl beliebig verringert werden) wird während der Ausbreitungsrechnung ein Schätzwert berechnet. Diese Schätzung ermöglicht es dem Programm, die Fluktuationen in der berechneten Konzentrationsverteilung ohne systematische Verfälschung zu glätten. Neben der vollen dreidimensionalen Verteilung wird für vorgebbare Monitorpunkte die Zeitreihe von Konzentration und Deposition ausgerechnet.

A2.3 Fehlerdiskussion

Immissionsprognosen als Folge der Emissionen des Kfz-Verkehrs sind ebenso wie Messungen der Schadstoffkonzentrationen fehlerbehaftet. Bei der Frage nach der Zuverlässigkeit der Berechnungen und der Güte der Ergebnisse stehen meistens die Ausbreitungsmodelle im Vordergrund. Die berechneten Immissionen sind aber nicht nur abhängig von den Ausbreitungsmodellen, sondern auch von einer Reihe von Eingangsinformationen, wobei jede Einzelne dieser Größen einen mehr oder weniger großen Einfluss auf die prognostizierten Konzentrationen hat. Wesentliche Eingangsgrößen sind die Emissionen, die Bebauungsstruktur, meteorologische Daten und die Hintergrundbelastung.

Es ist nicht möglich, auf Basis der Fehlerbandbreiten aller Eingangsdaten und Rechenschritte eine klassische Fehlerberechnung durchzuführen, da die Fehlerbandbreite der einzelnen Parameter bzw. Teilschritte nicht mit ausreichender Sicherheit bekannt sind. Es können jedoch für die einzelnen Modelle Vergleiche zwischen Naturmessungen und Rechnungen gezeigt werden, anhand derer der Anwender einen Eindruck über die Güte der Rechenergebnisse erlangen kann.

In einer Sensitivitätsstudie für das Projekt "Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung - PEF" (Flassak et al., 1996) wird der Einfluss von Unschärfen der Eingangsgrößen betrachtet. Einen großen Einfluss auf die Immissionskenngrößen zeigen demnach die Eingangsparameter für die Emissionsberechnungen sowie die Bebauungsdichte, die lichten Abstände zwischen der Straßenrandbebauung und die Windrichtungsverteilung.

Hinsichtlich der Fehlerabschätzung für die Kfz-Emissionen ist anzufügen, dass die Emissionen im Straßenverkehr bislang nicht direkt gemessen, sondern über Modellrechnungen ermittelt werden. Die Genauigkeit der Emissionen ist unmittelbar abhängig von den Fehlerbandbreiten der Basisdaten (d.h. Verkehrsmengen, Emissionsfaktoren, Fahrleistungsverteilung, Verkehrsablauf).

Nach BASt (1986) liegt die Abweichung von manuell gezählten Verkehrsmengen (DTV) gegenüber simultan erhobenen Zähldaten aus automatischen Dauerzählstellen bei ca. 10%.

Für die statistische Fehlerbandbreite der NO_x-Emissionsfaktoren mit warmem Motor gibt Kühlwein (2004) auf der Basis der Ermittlungen des TÜV Rheinland Abschätzungen von 10% bis

20% für Autobahnen bzw. Innerortsstraßen an. Aussagen über die statistischen Fehler bei der Berücksichtigung von Kaltstartkorrekturen sind nach Angaben des Autors nicht möglich.

Weitere Fehlerquellen liegen in der Fahrleistungsverteilung innerhalb der nach Fahrzeugschichten aufgeschlüsselten Fahrzeugflotte, dem Anteil der mit nicht betriebswarmem Motor gestarteten Fahrzeuge (Kaltstartanteil) und der Modellierung des Verkehrsablaufs. Je nach betrachtetem Schadstoff haben diese Eingangsdaten einen unterschiedlich großen Einfluss auf die Emissionen. Untersuchungen haben beispielsweise gezeigt, dass die Emissionen, ermittelt über Standardwerte für die Anteile von leichten und schweren Nutzfahrzeugen und für die Tagesganglinien im Vergleich zu Emissionen, ermittelt unter Berücksichtigung entsprechender Daten, die durch Zählung erhoben wurden, Differenzen im Bereich von +/-20% aufweisen.

Die Güte von Ausbreitungsmodellierungen war Gegenstand weiterer PEF-Projekte (Röckle & Richter, 1995 und Schädler et al., 1996). Schädler et al. führten einen ausführlichen Vergleich zwischen gemessenen Konzentrationskenngrößen in der Göttinger Straße, Hannover, und MISKAM-Rechenergebnissen durch. Die Abweichungen zwischen Mess- und Rechenergebnissen lagen im Bereich von 10%, wobei die Eingangsdaten im Fall der Göttinger Straße sehr genau bekannt waren. Bei größeren Unsicherheiten in den Eingangsdaten sind höhere Rechenunsicherheiten zu erwarten. Dieser Vergleich zwischen Mess- und Rechenergebnissen dient der Validierung des Modells, wobei anzumerken ist, dass sowohl Messung als auch Rechnung fehlerbehaftet sind.

Hinzuzufügen ist, dass der Fehler der Emissionen sich direkt auf die berechnete Zusatzbelastung auswirkt, nicht aber auf die Hintergrundbelastung, d.h. dass die Auswirkungen auf die Gesamtmissionsbelastung geringer sind.

A N H A N G A3

EMISSIONEN DER STRASSENABSCHNITTE

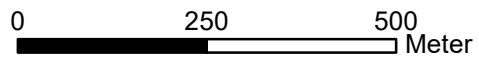
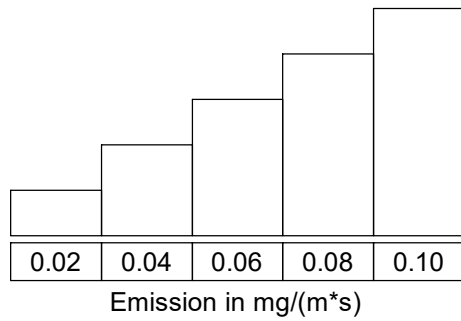
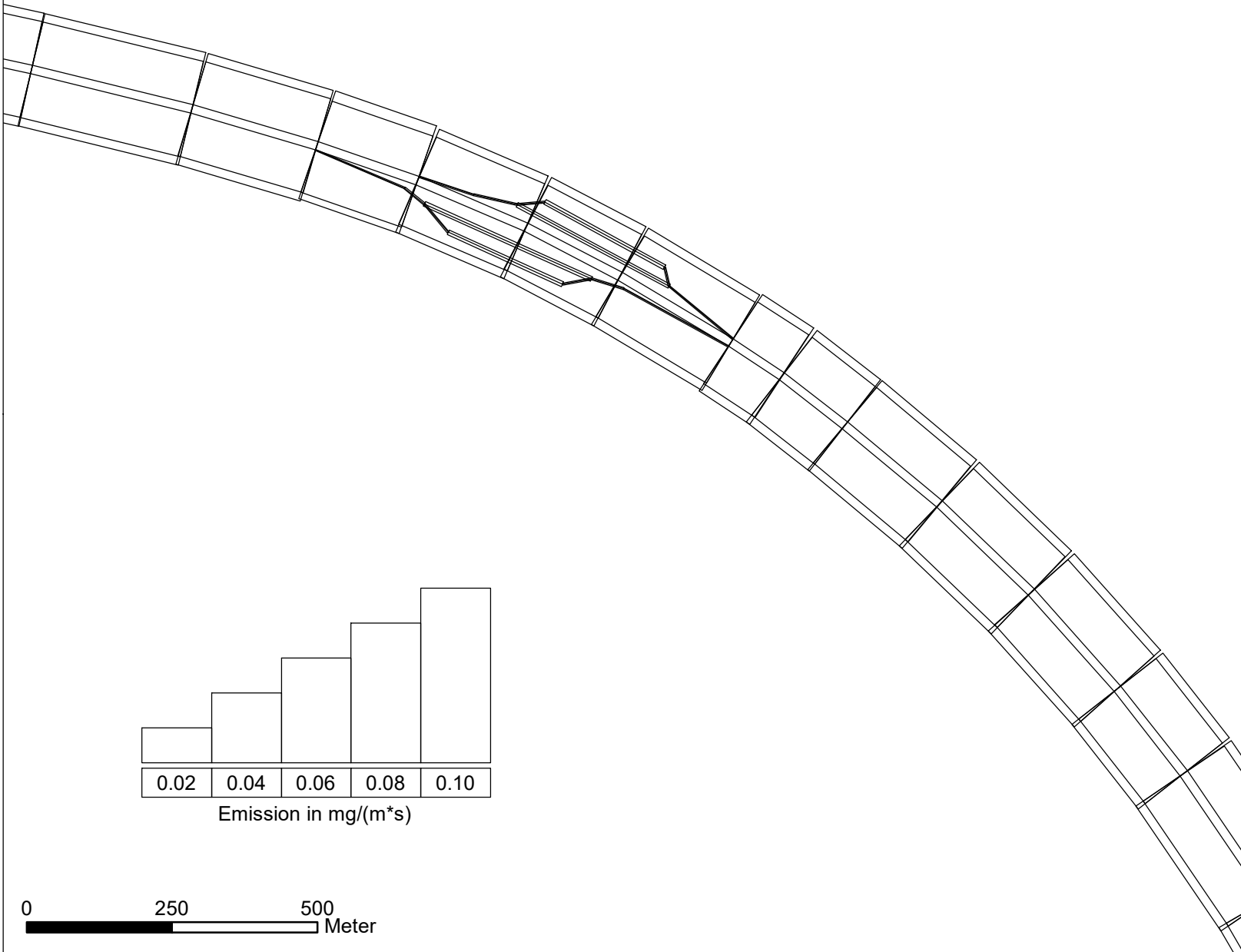

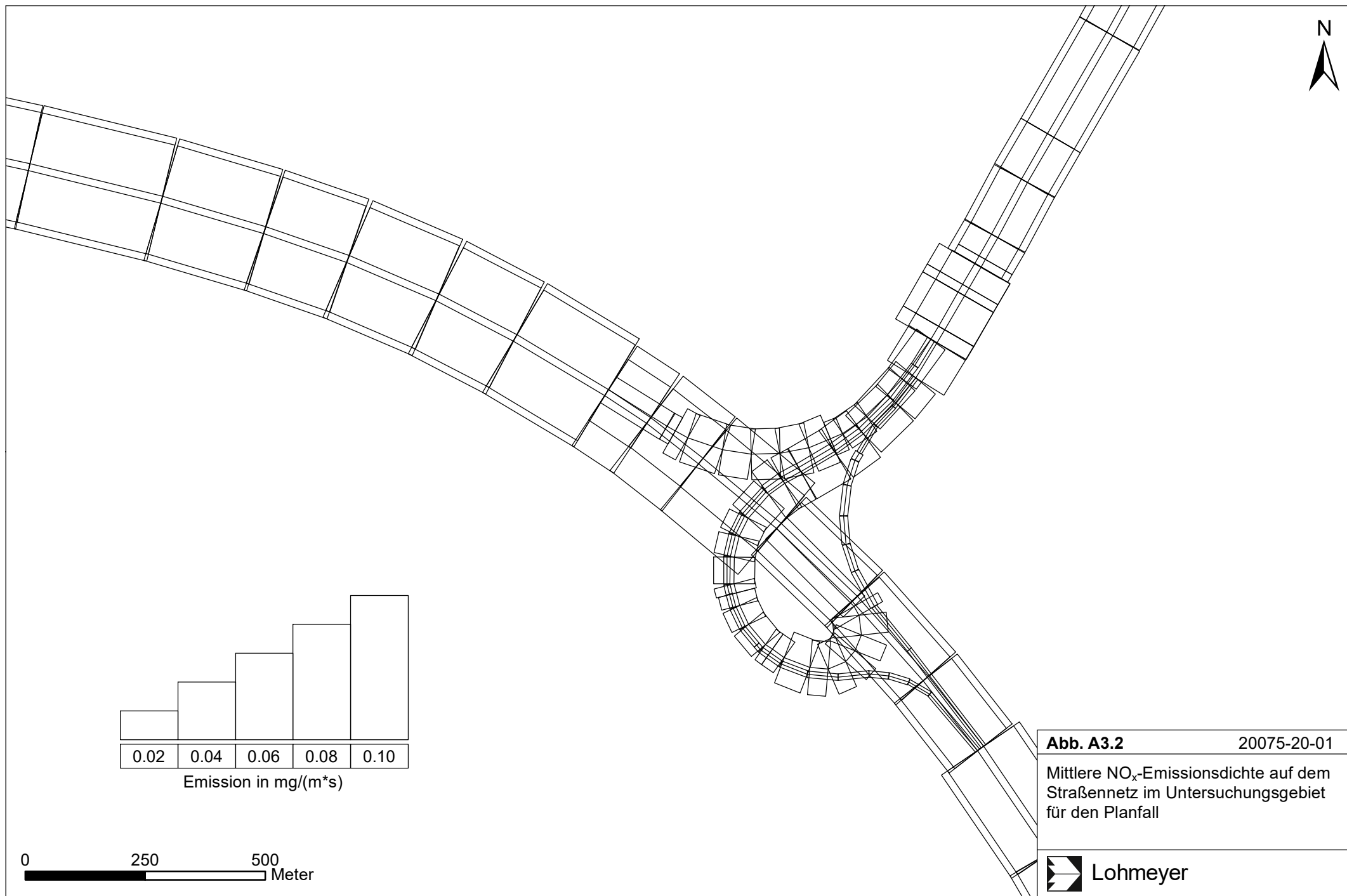


Abb. A3.1	20075-20-01
Mittlere NO _x -Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Prognosenullfall	
 Lohmeyer	



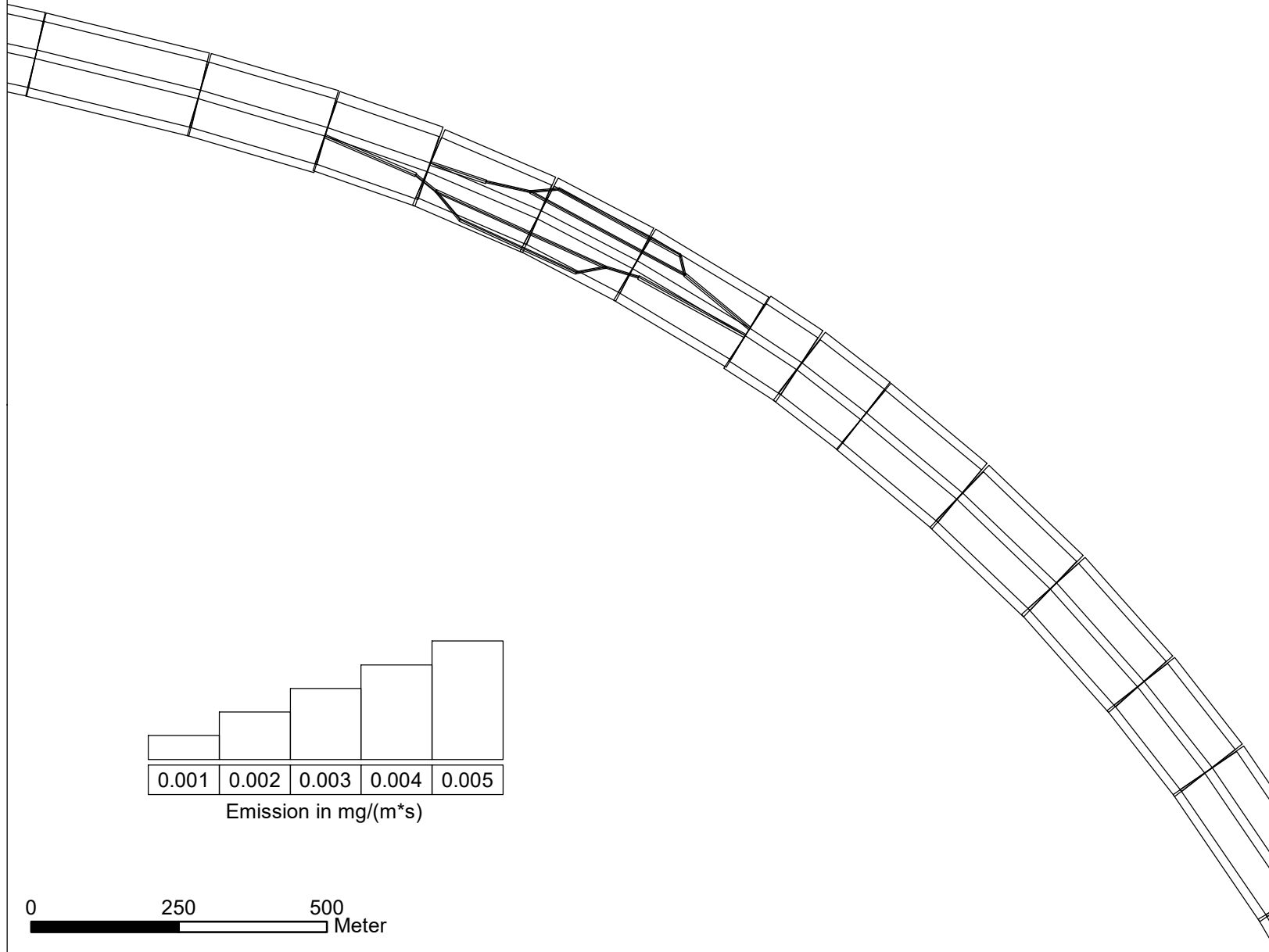
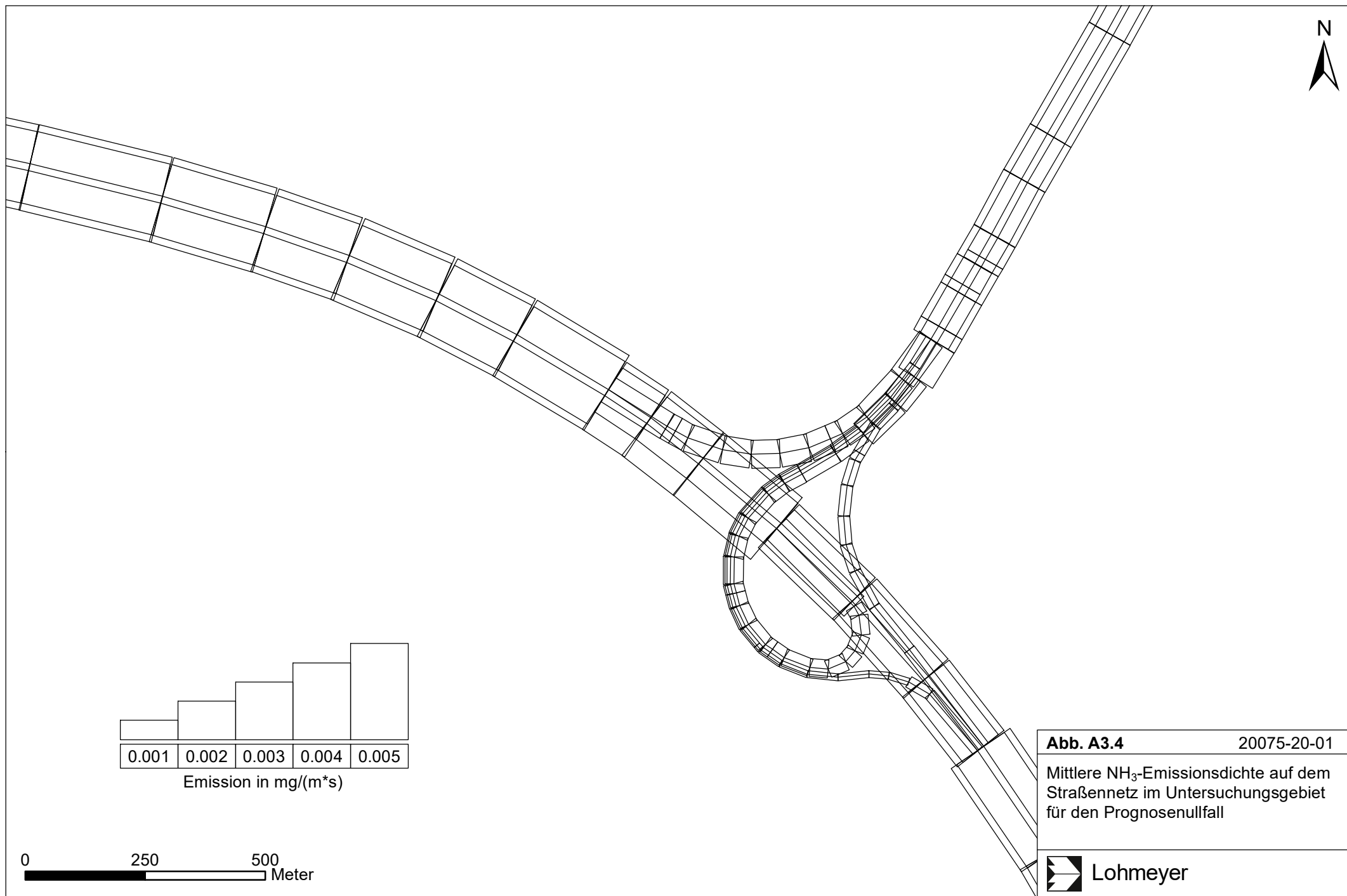
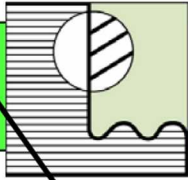


Abb. A3.3	20075-20-01
Mittlere NH ₃ -Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Prognosenullfall	
	Lohmeyer





ÖKO-DATA Strausberg

**A 20 Küstenautobahn von Westerstede bis
Drochtersen, Abschnitt 1
Fachgutachten
zur Ermittlung der Belastbarkeitsgrenzen als
Teil der Bewertung der FFH-Verträglichkeit
bei Stickstoffdepositionen
bezogen auf das FFH-Gebiet „Garnholt“**

Im Auftrag der
Niedersächsische Landesbehörde für Straßenbau und Verkehr,
Geschäftsbereich Oldenburg
Kaiserstraße 27
26122 Oldenburg

Bearbeitet von:
PD Dr.-Ing. habil. A. Schlutow
Dipl.-Geogr. Thomas Scheuschner

Strausberg, 19. August 2011

Inhaltsverzeichnis:

1 Aufgabenstellung	5
2 Untersuchungsgebiet	6
3 Critical Loads-Konzept	7
3.1 Empirische Critical Loads	7
3.2 „Simple Mass Balance“-Modell (ICP MAPPING AND MODELLING 2008)	8
3.2.1 Methodischer Ansatz zur Berechnung von Critical Loads für versauernde Schwefel- und Stickstoffeinträge	8
3.2.2 Methodischer Ansatz zur Berechnung von Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge	12
3.3 BERN-Modell	13
3.3.1 Modellansatz und Datengrundlagen	13
3.3.2 Kritische Belastbarkeitsschwellen für FFH-LRT	18
3.3.3 Ermittlung der sonstigen Eingangsdaten	25
3.4 Diskussion der Modelle und Schlussfolgerungen für die Anwendbarkeit auf eine FFH-Verträglichkeitsprüfung	32
3.4.1 Modell zur Ermittlung von Critical Loads	32
3.4.2 Ungenauigkeiten der Modelle und der Eingangsdaten	32
4 Bewertungsmaßstäbe	33
5 Datengrundlagen	34
5.1 Abiotische Bestandteile der LRT	34
5.2 Vegetation der LRT	35
5.3 Depositionen von Stickstoffverbindungen im Untersuchungsgebiet	36
5.4 Erhaltungsziele	38
5.4.1 Rechtsverbindliche Vorgaben	38
5.4.2 Ableitung der Schutzgüter für die Bestimmung von Belastbarkeitsgrenzen	38
6 Ergebnisse der Einzelfallprüfung	39
6.1 Critical Limits für die maßgeblichen Bestandteile der LRT	39
6.2 Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung	41
6.3 Überschreitungen der Critical Loads durch die Vorbelastung	43
6.4 Kumulative und Wechselwirkungen	45
7 Zusammenfassung	45

Quellen

Tabellenverzeichnis:

Tab. 1:	Kritische Minima und Maxima von C/N-Verhältnissen zur Gewährleistung eines langfristigen Gleichgewichtes von Immobilisierung und Mineralisierung im Humus (KLAP et al. 1997)	19
Tab. 2:	Kritische untere Verhältnisse von basischen Kationen zu Stickstoff-Ionen in der Bodenlösung des Wurzelraumes für ausgewählte Waldgesellschaften (DEVRIES et al. (1993) in: UBA 1996).....	20
Tab. 3:	Puffersysteme in Böden (ULRICH 1985, verändert).....	23
Tab. 4:	Grenzwerte der Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung (ICP MODELLING & MAPPING 2008).....	24
Tab. 5:	Matrix zur Ermittlung der Stickstoff-Immobilisierungsrate in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur.....	25
Tab. 6:	Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren und Texturklassen	27
Tab. 7:	Referenzwertespannen für den Anteil der Versickerung an der Jahres-Niederschlagssumme [%] in Abhängigkeit vom Standorttyp, vom Relief und von der Vegetation.....	29
Tab. 8:	Netto-Stoffgehalte in Derbholz mit Rinde (JACOBSEN et al. 2002, DEVRIES et al. 1990) der Hauptbaumarten.....	30
Tab. 9:	Netto-Stoffentzüge durch die verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen Ökosysteme.....	30
Tab. 10:	Spannen der Ertragspotenziale der Haupt- und Nebenbaumarten	30
Tab. 11:	Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masse-Verhältnisse	31
Tab. 12:	Spannen der Ertragspotenziale der verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen/halbnatürlichen Ökosysteme	31
Tab. 13:	Bodeneinheiten an den Standorten der relevanten LRT-Flächen	35
Tab. 14:	Vegetation der FFH-LRT im FFH-Gebiet Garnholt (nach DRACHENFELS 2004).....	35
Tab. 15:	Hintergrunddepositionen 2007 (GAUGER et al. 2011).....	37
Tab. 16:	Hintergrunddepositionen 2007 basischen Kationen und Chlorid-Ionen, jeweils seesalz-korrigiert (GAUGER ET AL. 2011).....	37
Tab. 17:	Entwicklungsziel der Vegetation in den LRT-Teilflächen zur Erhaltung/Herstellung eines günstigen Erhaltungszustandes auf der Basis der aktuellen Biotoptypen-Kartierung	39
Tab. 18:	Bodenabhängige Critical Limits zur Berechnung des Critical Loads für die Sicherung eines stabilen multifunktionalen Zielzustandes der LRT.....	39
Tab. 19:	Kritische Schwellenwerte der Pflanzengesellschaften gegenüber Versauerung und Eutrophierung	41
Tab. 20:	Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den eutrophierenden Einfluss von Stickstoff (CL _{nut} N).....	42
Tab. 21:	Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den versauernden Einfluss von Stickstoff (CL(S+N))	42
Tab. 22:	Überschreitungen der Critical Loads für den eutrophierenden N-Eintrag durch die Vorbelastung 2007.....	43
Tab. 23:	Überschreitungen der Critical Loads für den versauernden N- und S-Eintrag durch die Hintergrundbelastungen.....	44

Abbildungsverzeichnis:

Abb. 1:	Beispiel des Datenbankformulars für eine Pflanzengesellschaft mit Angaben zu den präferierten Referenz-Standorttypen, einschließlich der Liste der höchstet und standorttreu vorkommenden Arten mit Deckungsgrad.....	15
Abb. 2:	Beispiel eines Datenbankformulars für eine Pflanzenart mit Angaben zu den ökologischen Nischenbreiten in Auswertung von Vegetationsaufnahmen an anthropogen unbelasteten Standorten	16
Abb. 3:	Möglichkeitsverteilungsfunktion der höchsteten Arten (gelb-braune Linien) einer Gesellschaft und die resultierende Zugehörigkeitsfunktion der Gesellschaft (schwarze Linie) durch Anwendung des Ay-Operators	16
Abb. 4:	Prinzip der Setzung des Critical Limits für das pflanzengesellschaftsspezifische C/N-Verhältnis ($CN_{crit(phyto)}$) am Minimum des Optimumplateaus der ökologischen Nische der Pflanzengesellschaft	19
Abb. 5:	Kritische standort- und vegetationspezifische Schwellenwerte für das C/N-Verhältnis in Abhängigkeit von der Basensättigung	21
Abb. 6:	Beispielhafte Prinzipdarstellung der modellgestützten Bestimmung der $C/N_{crit(Phyto)}$ - und $BS_{crit(Phyto)}$ -Limits zur Erhaltung einer naturnahen selbstregenerierungsfähigen Pflanzengesellschaft.....	22

1 Aufgabenstellung

Bei der Bewertung anthropogener Einflüsse auf FFH-Lebensraumtypen muss ausgehend vom Verschlechterungsverbot der Erhaltungszustand als Bewertungsmaßstab zugrunde gelegt werden. Der Erhaltungszustand ist jedoch nicht statisch, sondern unterliegt sowohl natürlichen Sukzessionsprozessen, also den Wechselwirkungen zwischen Vegetation und Standorteigenschaften, als auch Veränderungen im Zusammenhang mit Einträgen weiträumig transportierter Luftschadstoffe, auf die die Objektplanung keinen Einfluss nehmen kann.

Die bisherige Praxis, die Critical Loads aus der Liste der empirischen Critical Loads („Berner Liste“) (ACHERMANN U. BOBBINK 2003) abzuleiten, ist für konkrete Einzelfallbetrachtungen mit großen Unsicherheiten behaftet. So hat die Revision der empirischen Critical Loads 2010 in Noordwijkerhout (Niederlande) bei einem Experten-Workshop ergeben, dass belastbare Studien für die Empfindlichkeit von Wäldern auch 2010 noch nicht vorliegen. Auch fehlen in der Liste etliche Wald- wie auch Graslandtypen.

Deshalb ist die modellgestützte Ermittlung dynamischer Critical Limits und Critical Loads erforderlich, die den im Einzelfall aktuell gegebenen natürlichen Regenerierungspotenzialen Rechnung tragen.

Hierzu wurden folgende Arbeitsschritte durchgeführt:

1. Bestimmung standort- und vegetationsspezifischer Critical Limits (= Belastbarkeitsschwellen) für die Flächen des FFH-Gebietes in 12 Standort-Vegetationstypen unter Beachtung der natürlichen Regenerierungspotenziale
2. Ermittlung der Critical Loads (=Belastbarkeitsgrenzen) für den Erhalt bzw. die Wiederherstellung eines guten ökologischen Zustandes der FFH-LRT in 12 Standort-Vegetationstypen
3. Ermittlung der Überschreitungen der Critical Loads an 12 Flächen durch die Vorbelastung 2007

2 Untersuchungsgebiet

Das FFH-Gebiet Garnholt liegt östlich von Westerstede im Landkreis Ammerland in Niedersachsen.

Das FFH-Gebiet grenzt unmittelbar südlich an die BAB A 28 und liegt in nur weniger als 1 Kilometer Entfernung westlich des geplanten Autobahndreiecks der A 20 mit der A 28. Mit der Inbetriebnahme der A 20 kommt es auf der A 28 zu einer Verkehrszunahme und damit zu erhöhten Stickstoffeinträgen in das FFH-Gebiet Garnholt. Da das geplante Autobahndreieck der Bundesautobahnen A 20/A 28 (Bauabschnitt 1 der Küstenautobahn A20 von Westerstede bis Drochtersen) am nördlichen Rand des FFH-Gebietes „Garnholt“ verläuft, können erhebliche Beeinträchtigungen der Erhaltungsziele des Gebietes nicht ausgeschlossen werden. (FFH-VU, KORTMEYER BROKMANN 2011).

Das Untersuchungsgebiet für dieses Gutachten umfasst das gesamte Gebiet des FFH-Gebietes „Garnholt“. Im FFH-Gebiet kommen die Lebensraumtypen *91E0, 9160 und 9190 vor. Diese LRT werden durch 4 verschiedene Biotoptypen untersetzt (vgl. Kap. 5.2). Da die verfügbare Bodenkarte (vgl. Kap. 5.1) keine eindeutigen Abgrenzungen der 3 verschiedenen angegebenen Formenformen zulässt, werden im Folgenden alle möglichen Kombinationen der 3 LRT, differenziert durch 4 Biotoptypen, und allen 3 in Frage kommenden Bodenformen betrachtet. Aus der Verschneidung der LRT-Flächen innerhalb des FFH-Gebietes mit den Biotoptypen und Bodenformen ergeben sich 12 verschiedene Kombinationstypen.

Für jeden Kombinationstyp (im Folgenden als Beurteilungstyp bezeichnet) wurden die Critical Loads bestimmt.

3 Critical Loads-Konzept

Unter dem Begriff Critical Loads sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen zu verstehen, die für die Wirkung von Luftschadstoffen auf unsere Umwelt ermittelt werden. Als Wert für die Critical Loads wird in quantitativer Abschätzung derjenige Schadstoffeintrag bestimmt, bei dessen Unterschreitung nach derzeitigem Kenntnisstand schädliche Effekte am ausgewählten Schutzgut nicht zu erwarten sind. Dabei werden sowohl mittel- als auch langfristig zu erwartende Schäden unter Berücksichtigung von unterschiedlich langen Reaktionszeiten von Pflanzen auf unterschiedlich hohe Belastungen betrachtet (dynamischer Ansatz mit dem BERN-Modell, vgl. Kap.3.3).

Unter der Schirmherrschaft der Vereinten Nationen wurde 1979 von der UN-Wirtschaftskommission für Europa (UNECE) in Genf die „Convention on Long-range Transboundary Air Pollution“ (CLRTAP) begründet. Innerhalb dieses Genfer Luftreinhalteübereinkommens ist das Konzept der Critical Loads & Levels im Sinne ökologischer Belastungsgrenzen fest verankert. Das National Focal Center Deutschlands ist die ÖKO-DATA GmbH Strausberg.

In Deutschland wurde, wie in vielen anderen europäischen Ländern auch, zunächst für Waldökosysteme und halbnatürliche Grünland- und Moor-Ökosysteme der Critical Load-Ansatz nach der Simple Mass Balance-Methode (SMB) benutzt, um für den Eintrag versauernder Luftschadstoffe und für die eutrophierende Wirkung (Überangebot von Nährstoffen) der Stickstoffeinträge aus der Luft die ökologischen Belastungsgrenzen zu bestimmen und zu kartieren (Nagel et Gregor 1999).

3.1 Empirische Critical Loads

Bei den empirischen Ansätzen werden auf Erfahrungen und Felduntersuchungen beruhende Grenzwerte für einen Schadstoff, einem bestimmten ökologischen Rezeptor bzw. einem definierten Ökosystem zugewiesen. Die Zuweisung solcher Erfahrungswerte basiert in der Regel auf mehrjährigen Beobachtungen. Empirische Critical Loads für Stickstoff wurden zuerst 1988 bei einem Experten-Workshop in Skokloster zusammengestellt, 1992 in Lökeberg und 1995 in Genf ergänzt. Auf dem Workshop 2002 in Bern wurde von den europäischen Experten unter Federführung von ACHERMANN et BOBBINK (2003) die empirische Zuweisungsmatrix für verschiedene Ökosystemtypen Europas neu zusammengestellt („Berner Liste“). 2010 wurde in Noordwijkerhout (Niederlande) ein weiterer Experten-Workshop durchgeführt mit dem Ziel der Revision der „Berner Liste“, so dass diese revidierte Liste den gegenwärtigen Erkenntnisstand widerspiegelt.

Für mitteleuropäische Buchen- und Eichenwälder ist in der revidierten Liste der empCL 2010 eine Spanne von Critical Loads (empCL) von $10\text{--}20\text{ kgN ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$, für Fichten- und Tannenwälder eine Spanne von $10\text{--}20\text{ kgN ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ und für Kiefernwälder $5\text{--}15\text{ kgN ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ angegeben. Diese empCL sind spezifiziert auf verschiedene Schutzgüter bezogen, z. B. auf den Schutz des Grundwassers vor ansteigenden Nitratausträgen, zum Schutz der Bäume vor Nährstoffungleichgewichten, zum Schutz des Bodens vor ansteigender Mineralisierung und Nitrifizierung, zum Schutz der Bodenvegetation, der Algen und Flechten und zum Schutz der Mykorrhiza. Diese empCL für Wälder basieren auf Expertenschätzungen. Belastbare Studien lagen auch 2010 nicht vor. Auch fehlen etliche Waldtypen, wie zum Beispiel die FFH-Lebensraumtypen der Hainbuchen-, Erlen-/Eschen-, Weiden- und Ahorn-/Ulmen-/Linden-Schluchtwälder, die Moowälder, alpinen Wälder u. a..

Empirische CL für mitteleuropäisches Grasland und Heiden reichen von 5 bis $30\text{ kgN ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$. Die untere Spanne berücksichtigt die besondere Empfindlichkeit von Moosen und Flechten. Bei den (moos- und flechtenfreien) Mähwiesen, Weiden und Heiden hängt der CL im Wesentlichen von der Bewirtschaftungsintensität ab. Diese CL sind relativ zuverlässig durch entsprechende

Studien belegt. Jedoch fehlt in der Liste eine Reihe von Graslandtypen, zu denen keine Aussagen getroffen werden konnten.

3.2 „Simple Mass Balance“-Modell (ICP MAPPING AND MODELLING 2008)

3.2.1 Methodischer Ansatz zur Berechnung von Critical Loads für versauernde Schwefel- und Stickstoffeinträge

Dem Eintrag bzw. der Bildung von sauren Protonen wird seitens des Bodens durch diverse Puffermechanismen entgegengewirkt, die pH-Wert abhängig sind. Reicht die Wirkung einer Puffer-substanz nicht mehr aus, den Protoneneintrag zu kompensieren, findet eine Absenkung des pH-Wertes statt und der im folgenden pH-Bereich befindliche Puffer wird wirksam. Die Geschwindigkeit der pH-Wertabsenkung ist sowohl von der Menge der deponierten Protonen als auch von diversen Faktoren wie der Verwitterung basischer Kationen, dem Klima, der Vegetation u.a. abhängig.

In der Critical Load-Berechnung werden zwei verschiedene Definitionen für die Summe der basischen Kationen verwendet ((1) Gesamtsumme $BC = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+} + Na^{+}$, (2) Summe der basischen Nährkationen für Pflanzen $Bc = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+}$).

Der Critical Load für den aktuellen Säureeintrag wird in Anwendung der Massenbilanz-Methode entsprechend Manual (ICP MAPPING AND MODELLING 2008) nach folgender Gleichung berechnet, die folgende Quellen und Senken für Protonen berücksichtigt:

$$CL(S+N) = CL(S) + CL(N) = BC_{dep}^{*} - Cl_{dep}^{*} + BC_w - Bc_u + N_i + N_u + N_{de} - ANC_{le(crit)}$$

wobei:

CL	=	Critical Load (Belastungsgrenzwert) [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
S	=	Schwefelverbindungen
N	=	Stickstoffverbindungen
BC_{dep}^{*}	=	seesalzkorrigierte Rate der Deposition basischer Kationen [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
Cl_{de}^{*}	=	seesalzkorrigierte Rate der Deposition von Cloridionen [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
BC_w	=	Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
Bc_u	=	Netto-Aufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_i	=	Stickstoff-Immobilisierungsrate [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_u	=	Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_{de}	=	Stickstoff-Denitrifikationsrate [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
$ANC_{le(crit)}$	=	Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]

Modellansätze zur Ermittlung der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität $ANC_{le(crit)}$

Eine vollständige Säureneutralisation findet im Boden statt, wenn ein Gleichgewicht zwischen basischen Ionen und sauren Ionen in der Bodenlösung herrscht (ICP MAPPING AND MODELLING 2008):



$[RCOO]^{-}$ = Konzentration organischer Anionen [eq m⁻³]

$[HCO_3]^{-}$ = Konzentration von Hydrogencarbonationen [eq m⁻³]

Als Maß für die Säureneutralisationskapazität kann die Konzentration der basischen Reaktionsprodukte des Neutralisationsvorganges in der Bodenlösung herangezogen werden (ICP Mapping and Modelling 2008):

$$[ANC]_{le} = +[HCO_3^-]_{le} + [RCOO^-]_{le} - [H^+]_{le} - [Al^{3+}]_{le}$$

Die Auswaschungsrate von Hydrogenkarbonat kann nach folgenden Formeln berechnet werden (ICP MAPPING AND MODELLING 2008):

$$HCO_{3,le} = PS [HCO_3]$$

$$[HCO_3] = \frac{K_1 \cdot K_H \cdot p_{CO_2}}{[H]}$$

wobei:

K_1 = 1. Dissoziations-Konstante

K_H = Henrys Konstante

p_{CO_2} = Partialdruck von CO_2 in der Gasphase über der Bodenlösung

Diese 3 Terme sind temperaturabhängig:

$$\log_{10} p_{CO_2} = -2.38 + 0.031 \cdot T$$

Vereinfachend kann davon ausgegangen werden, dass für eine Boden-Temperatur von 8 °C gilt:

$$K_1 \cdot K_H = 10^{-1.7} = 0.02 \text{ eq}^{-2} \text{ m}^{-6} \text{ atm}^{-1}$$

Für die Einbeziehung der **organischen Säuren** in die Ionenbilanz zur Bestimmung des kritischen ANC gilt (ICP MAPPING AND MODELLING 2008):

$$[RCOO^-] = \frac{m \cdot DOC \cdot K_1}{K_1 + [H]}$$

wobei:

DOC = Konzentration gelösten organischen Karbonats in $[\text{mol C}^{-1} \text{ m}^{-3}]$

m = Konzentration der funktionalen Gruppen

K_1 = 1. Dissoziations-Konstante

DOC ist eine bodenartsspezifische Größe

m ergibt sich in der durchwurzelten Schicht wie folgt:

für alle A-Horizonte: 0,014 $[\text{mol molC}^{-1}]$ für alle B u. C-Horizonte: 0,044 $[\text{mol molC}^{-1}]$

K_1 lässt sich aus dem Verhältnis von K_1 zum pH-Wert des Bodens wie folgt ableiten:

$$pK_1 = -\log_{10} K_1 = 0,96 + 0,9 \cdot pH - 0,039 \cdot (pH)^2$$

wobei als pH-Wert der kritische (untere) pH-Wert des Pufferbereiches eingesetzt wird, in dem sich die betrachtete Bodenform im unbelasteten natürlichen Zustand befindet (siehe nachfolgenden Abschnitt zu Variante 3).

Anschließend ist nun die Auswaschungsrate von $[H^+]_{le}$ und $[Al^{3+}]_{le}$ zu berechnen. Diese beiden sauren Kationen sind im engeren Sinne für die versauernden Wirkungen in den Ökosystemen verantwortlich. Ihre Konzentrationen in der Bodenlösung können kritische Werte annehmen, die bei der Berechnung der Critical Loads einbezogen werden müssen. Diese müssen daher durch die Setzung von Critical Limits (nach kritischen chemischen Kriterien – wie im Folgenden beschrieben) begrenzt werden.

Somit ergibt sich die kritische Auswaschungsrate von ANC nach starker Vereinfachung (indem von hier ab $[HCO_3^-]_{le}$ und $[RCOO^-]_{le}$ als bereits bekannt vorausgesetzt werden und im Folgenden nicht mehr in den Formeln erwähnt werden unter der Voraussetzung, dass beide Terme letztendlich wieder in die Berechnung der Gesamt- ANC einbezogen wird):

$$ANC_{le(crit)} = -Al_{le(crit)} - H_{le(crit)} = -PS \cdot ([Al]_{crit} + [H]_{crit})$$

wobei:

$[H]^{+}_{(crit)}$	=	Kritische Konzentration H ⁺ -Ionen [eq m ⁻³]
$[Al]^{3+}_{(crit)}$	=	Kritische Konzentration von Al ³⁺ -Ionen [eq m ⁻³]
PS	=	Sickerwasserrate [m ³ a ⁻¹]

Das Verhältnis von H und Al wird als Gibbsit-Gleichgewicht wie folgt bestimmt:

$$[Al] = K_{gibb} \cdot [H]^3 \quad \text{or} \quad [H] = ([Al] / K_{gibb})^{1/3}$$

wobei K_{gibb} die Gibbsit-Gleichgewichts-Konstante ist.

Wir wenden die gebräuchliche Konstante für anhydromorphe mineralische Böden von $K_{gibb} = 300 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2} \text{ an}$.

Um $Al^{3+}_{le(crit)}$ zu berechnen, gibt es 3 verschiedene Ansätze (nach verschiedenen kritischen chemischen Kriterien) auf Basis der Massenbilanz (SMB):

Variante 1: Schutz der Pflanzen vor Intoxikation (Bc/Al_{crit})

Eine zu hohe Al³⁺-Konzentration kann toxisch auf die Pflanzen des Ökosystems wirken, wenn nicht gleichzeitig genügend basische Kationen als Alternative für die Aufnahme durch die Pflanzen in der Bodenlösung zur Verfügung stehen. Grenzkriterium für den Verlust an Säureneutralisationskapazität ist deshalb das Verhältnis der durch Verwitterung freigesetzten pflanzenverfügbaren basischen Kationen $Bc = Ca + Mg + K$ zu Al³⁺-Ionen. Diese Schwelle zur Schadwirkung ist pflanzenartspezifisch unterschiedlich hoch. Die kritische Aluminium-Auswaschungsrate, die sich ergibt, wenn ein kritisches (beginnend toxisch zu wirkendes) Bc/Al-Verhältnis in der den Vegetationstyp beherrschenden Pflanzenart erreicht ist, lässt sich wie folgt ermitteln (ICP MAPPING AND MODELLING 2008):

$$Al_{le(crit)} = 1,5 \cdot \frac{Bc_{le}}{(Bc / Al)_{crit}} = 1,5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{(Bc / Al)_{crit}}$$

Die Basenauswaschung Bc_{le} ergibt sich aus der Massenbilanz:

$$Bc_{le} = Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u$$

wobei:

Bc_{le} = Basenauswaschung [eq ha⁻¹ a⁻¹]

Bc_{dep} = nicht seesalzkorrigierte Rate der Deposition pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen (Ca, Mg, K) [eq ha⁻¹ a⁻¹]

Bc_w = Freisetzungsrates pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch Verwitterung [eq ha⁻¹ a⁻¹]

Bc_u = Netto-Aufnahmerate pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch die Vegetation [eq ha⁻¹ a⁻¹]

Die Ermittlung der Verwitterungsrate basischer Kationen wird im Manual (ICP MODELLING AND MAPPING 2008) und der Entzug basischer Kationen in Kap. 3.3.3 erläutert.

Durch Einsetzen in die Ausgangsgleichung ergibt sich in Anwendung der Massenbilanz folgende allgemeine Gleichung zur Bestimmung des kritischen Austrags von Protonen:

$$+ANC_{le(crit)} = PS^{2/3} \cdot \left(1,5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{K_{gibb} \cdot (Bc / Al)_{crit}} \right)^{1/3} + 1,5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{(Bc / Al)_{crit}}$$

Variante 2: Erhaltung des bodentypischen pH-Wertes bzw. des typischen Basenpools

Böden mit Basensättigungswerten > 30 % verfügen über einen größeren Basenpool, der besondere Bedeutung für die Entwicklung von Pflanzengesellschaften und damit von Biozöosen hat, die auf den Basenreichtum angewiesen sind. Bei diesen Böden würde aber nach der Bestimmungsmethode der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität nach der o. g. Methode (Variante 1) eine relativ hohe Auswaschungsrate tolerierbar sein, weil in basenreichen Böden zunächst ein großer Basenvorrat zur Verfügung steht, der für die Auswaschung freigegeben würde. Nach den Gleichungen für den Critical Load (1), die eine Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität bis zu einem kritischen Grenzpunkt in Abhängigkeit vom Aluminium-Gehalt in der Bodenlösung zulässt, würde somit der gesamte Basenvorrat für die Pufferung von Säureeinträgen zur Verfügung gestellt werden, was zum Verlust wertvoller Ökosysteme führen würde, die auf der Basis kalk- oder basenreicher Substrate entstanden und auf diese angewiesen sind. Ein Austrag von Säureneutralisationskapazität darf bei allen Böden nur zugelassen werden bis zur Erreichung der unteren Grenze des pH-Wertes bzw. der Basensättigung des natürlichen Pufferbereiches, zu dem die Bodenform nach Bodenart, Muttergestein und Horizontfolge im unbelasteten Zustand gehört (vgl. Tab. 3).

Da gilt:

$$pH = -\log_{10}([H^+]_{crit})$$

wobei:

$$[H^+]_{crit} = \text{kritische Protonenkonzentration in der Bodenlösung [eq l}^{-1}\text{]}$$

kann man umformen wie folgt:

$$-ANC_{le(crit)} = PS \cdot (K_{gibb} \cdot [H]_{crit}^3 + [H]_{crit})$$

Variante 3: Erhaltung der Boden-Stabilität

Als Kriterium für die Bestimmung eines kritischen Aluminium-Austrages mit dem Sickerwasser muss auch der notwendige Mindest-Gehalt an sekundären Aluminium-Phasen und -Komplexen benutzt werden, da diese Komponenten wichtige Strukturelemente des Bodens darstellen und die Bodenstabilität von der Stabilität dieses Reservoirs an Substanzen abhängt. Eine Verminderung des Aluminium-Gehaltes findet statt, wenn Säureeinträge zu einer übermäßigen Auswaschung von Aluminium führen, das durch Verwitterung primärer Mineralien im Aluminium-Pufferbereich freigesetzt wurde. Verliert der Boden durch fortschreitende Versauerung zu viele Aluminium-Ionen und geht in den Eisen-Pufferbereich über, geht die typische Kolloid-Struktur der Bodenfestphase verloren und ist auch nicht mehr wieder herstellbar. Der Boden wird bei Überschreitung der zulässigen Al-Auswaschungsrate irreversibel in seiner Struktur degradiert. Deshalb wird festgelegt (ICP MAPPING AND MODELLING 2008), dass die kritische Auswaschungsrate von Al mit dem Sickerwasser nicht höher sein darf als die Freisetzungsrate von Al durch Verwitterung der primären Mineralien, d. h. ein ständiger Nachschub von Al in die Bodenlösung muss gewährleistet sein. Der Schwellenwert für die Ermittlung des Critical Load wird demnach festgesetzt (ICP MAPPING AND MODELLING 2008) mit:

$$Al_{le(crit)} = Al_w$$

wobei: Al_w = Verwitterungsrate von Al aus primären Mineralien (eq ha⁻¹ a⁻¹)

Die Freisetzung von Al steht in einem mehr oder weniger konstanten Verhältnis zur Verwitterungsrate basischer Kationen, so dass man unter Berücksichtigung der Stöchiometrie einen Faktor p bestimmen kann, der dieses Verhältnis angibt:

$$Al_w = p \cdot BC_w$$

Der Critical Load für den Säureeintrag ergibt sich unter Berücksichtigung des notwendigen sekundären Al-Komplex-Gehaltes im Boden als Voraussetzung für dessen Stabilität wie folgt:

$$-ANC_{crit} = -p \cdot BC_w + PS^{\frac{2}{3}} \left(\frac{p \cdot Bc_w}{K_{gibb}} \right)^{\frac{1}{3}}$$

wobei:

p = Verhältnis von Bc_w zu Al_w , wobei in Mitteleuropa $p = 2$ gesetzt wird (MANUAL, ICP MAPPING AND MODELLING 2008).

Variantenvergleich:

Um die jeweils empfindlichste Komponente des Ökosystems wirksam mit Hilfe des Critical Loads zu schützen, ist nun ein Vergleich der Ergebnisse der Varianten notwendig.

Der niedrigste Wert, der sich für ein Ökosystem aus den Variantenrechnungen ergibt, soll als Critical Load gelten:

$$CL(S+N) = \min\{CL(1)(S+N), CL(2)(S+N), CL(3)(S+N)\}$$

3.2.2 Methodischer Ansatz zur Berechnung von Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge

Der zulässige Stickstoffeintrag ins Ökosystem („N-Deposition“) $CL_{nut}(N)$ kann als die Einstellung des Gleichgewichts zwischen Stoffein- und -austrägen beschrieben werden. Zeitweilige Abweichungen vom Gleichgewichtszustand sind nur tolerierbar, solange das System aus sich selbst heraus regenerationsfähig bleibt (quasi-stationärer Zustand). Eine modellhafte Beschreibung des Stickstoffhaushalts von Ökosystemen unter diesen Bedingungen stellt die folgende Gleichung dar (ICP MAPPING AND MODELLING 2008):

$$CL_{nut}(N) = N_u + N_i + N_{le(acc)} + N_{de}$$

wobei:

$$\begin{aligned} CL_{nut}(N) &= \text{Critical Load für eutrophierenden Stickstoffeintrag [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}] \\ N_u &= \text{Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}] \\ N_i &= \text{Stickstoff-Immobilisierungsrate [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}] \\ N_{le(acc)} &= \text{tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}] \\ N_{de} &= \text{Denitrifikation von Stickstoff [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}] \end{aligned}$$

Die Immobilisierungsrate ist der Anteil an N, der mit dem Blatt- bzw. Nadelfall organisch gebunden in die Humusschicht eingeht und dort in Abhängigkeit von der Zersetzbarkeit der Inhaltsstoffe (Zellstoff-, Lignin-, Tanninanteil usw.) zeitweilig oder dauerhaft organisch gebunden, also ungelöst und damit nicht pflanzenverfügbar verbleibt. Die Immobilisierungsrate hängt von der Aktivität der dekompostierenden Bodenorganismen ab und diese wird von der Bodentemperatur, dem Wasser-, Luft-, Nährkationen- und Kohlenstoff-Angebot gesteuert.

Die Denitrifikationsrate ist der Anteil an Stickstoffverbindungen, der wieder aus dem Boden in die Atmosphäre ausgegast wird. Auch dieser Prozess wird von Bodenmikroorganismen durchgeführt und von der Bodentemperatur, dem Wasser- und dem Nährkationen- und Kohlenstoff-Angebot gesteuert.

Dies ist ein Ansatz, der den N-Haushalt anhand von bodenchemischen Parametern beschreibt. Der Critical Load wird durch Limitierung von Stickstoff mit dem Sickerwasser bestimmt.

Der Rest an deponiertem und mineralisiertem Stickstoff, der nicht von Pflanzen aufgenommen durch Denitrifikation in die Atmosphäre ausgegast oder durch Immobilisierung im Humus akkumuliert wird, wird mit dem Niederschlag aus dem Bodenwasser in die tieferen Schichten und letztendlich ins Grundwasser ausgewaschen (= Austrag mit dem Sickerwasser).

3.3 BERN-Modell

3.3.1 Modellansatz und Datengrundlagen

Das BERN-Modell (**B**ioindication for **E**cosystem **R**egeneration towards **N**atural conditions) wurde bei Öko-Data entwickelt als Beitrag des deutschen National Focal Center zur Lösung der Aufgaben, die Deutschland zur Umsetzung des Göteborg-Protokolls zur Minderung der Versauerung, Eutrophierung und des bodennahen Ozons übernommen hat. Diese Aufgabe besteht in der zukünftig besseren Einbeziehung von ökologischen Indikatoren bei der Ermittlung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen und bei der Bestimmung von ökologischen Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads).

Das **BERN-Modell** (SCHLUTOW u. HÜBENER 2005) baut auf folgenden Grundlagen auf:

Da sich quasi alle biologischen Ökosystem-Komponenten an ein standorttypisches harmonisches Nährstoffverhältnis (Stickstoff, Phosphor, Kohlenstoff, basische Kationen wie Kalzium, Kalium und Magnesium) über Jahrtausende evolutionär angepasst haben, kann man insbesondere die spontane Vegetationsstruktur als Indikator für endogene Veränderungen in den letzten Jahrzehnten nutzen. Qualitatives Wissen über die Beziehung zwischen Standorttypen und Pflanzengesellschaften ist in großem Maße vorhanden. Um dieses nicht exakt erfassbare Expertenwissen in exakte mathematische Formeln umformen zu können, bedient sich das BERN-Modell des Ansatzes unscharfer Beziehungen nach ZADEH (1978) zwischen Standorttypen und Pflanzenarten unter Berücksichtigung empirisch ermittelter Kenntnisse über die Pflanzen-Physiologie und die Pflanzen-Konkurrenz. Der Grad der unscharfen Relation wird bestimmt durch eine Möglichkeits-Verteilungs-Funktion des Pflanzenvorkommens in Abhängigkeit von einem oder mehreren Standortfaktoren in einem Wertebereich von 0 bis 1.

Diese Definition entspricht weitgehend der Definition der ökologischen Nische nach HUTCHINSON (in: BURROWS 1990 et SHUGART 1984), der die ökologische Nische als n-dimensionales Hypervolumen im funktionalen Raum der Standortfaktoren sieht. WHITTAKER (in ELLENBERG 1996) und BURROWS (1990) unterschieden zwischen der fundamentalen und der realisierten Nische. Die fundamentale Nische entspricht dem Hypervolumen, das durch die unscharfen Bedingungen der Anpassung einer Art an exogene Faktoren definiert ist, ohne die Einschränkungen, die durch Konkurrenz mit anderen Arten entstehen. Dieser Bereich ist durch die physiologischen und genetisch festgelegten Eigenschaften der Art bestimmt und nur sehr langsam im Rahmen der Evolution veränderbar. Die realisierte Nische ergibt sich aus den sozialen Eigenschaften der Arten und wird nicht nur von der Konkurrenzstärke einer Art, sondern auch durch ihre Reproduktionsbedingungen im Vergleich mit anderen Arten bestimmt.

In der **BERN-Datenbank** sind zunächst die Arten mit ihren fundamentalen Nischen hinsichtlich Basensättigung, C/N-Verhältnis im Oberboden, Bodenfeuchte, Vegetationszeitlänge und Kontinentalitätsindex aufgenommen, wobei die Nischen als unscharfe Beziehung zu den Standortfaktoren im Sinne der Fuzzy-Logik erfasst werden. Durch die Kombination der Möglichkeitsfelder mehrerer Standortfaktoren für eine Art ergibt sich die n-dimensionale unscharfe Hyperwolke ihrer Existenzmöglichkeit. Darauf aufbauend wurden im BERN-Modell die realen Nischen der in Deutschland repräsentativen natürlichen und halbnatürlichen Vegetationsgesellschaften berechnet durch Kombination der unscharfen Nischen ihrer konstanten Arten. Die real existierenden Kombinationen von Standortfaktoren-Bereichen wurden klassifiziert zu Standortformentypen und ihnen wurden die jeweils typischen naturnahen Pflanzengesellschaften zugeordnet, wo-

bei einem Standorttyp mehrere Pflanzengesellschaften mit unterschiedlichem Zugehörigkeitsgrad zugeordnet sein können.

Die Datenbanken für das BERN-Modell decken inzwischen die Gesamtfläche Deutschlands ab. Es wurden anhand der schwer veränderlichen Standortparameter Klimaregionaltyp, Relieftyp, Expositionstyp, Bodentyp und Substrattyp durch deren Kombination 613 Standorttypen in Deutschland ausgewiesen, die sich hinsichtlich ihrer Vegetationsstruktur deutlich voneinander abgrenzen. Es sind nunmehr Marschen, Dünen, Litoralzonen sowie alle terrestrischen Standorttypen des Tieflandes, der Mittelgebirge und der Alpen berücksichtigt. Für diese Standorttypen wurden die spontan vorkommenden Pflanzengesellschaften aus Datensammlungen, die vor 1960 veröffentlicht worden waren, zugeordnet. Es wurden nur die langfristig stabilen Schluss-Gesellschaften der Wälder, Weiden (einschließlich Trocken- und Feuchtheiden), der Wiesen (nur extensives Naturgrasland), Moore und Sümpfe in die Datenbank übernommen, keine Sukzessionsgesellschaften. Die 13.076 deutschen Vegetationsaufnahmen, die bis heute ausgewertet wurden, verteilen sich auf die Regionen Deutschlands wie folgt: 4.643 Aufnahmen aus Süddeutschland (Hessen, Saarland, Baden-Württemberg, Thüringen, Bayern, einschließlich Alpen) (in OBERDORFER 1992), 4.338 aus der norddeutschen Tiefebene (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Tiefland von Sachsen-Anhalt, Sachsen und Niedersachsen) (in PASSARGE 1964; PASSARGE & HOFMANN 1968, SUCCOW 1988), 2.084 aus Sachsen (in SCHMIDT et al., 2002), 660 aus Niedersachsen, einschließlich aus dem Küstenbereich von Ost- und Nordsee (in PREISING et al. 1990, 1997), 1.351 aus den Mittelgebirgen Sachsen-Anhalts, Sachsens und Thüringens (SCHUBERT 1960, MAHN 1965). Aufnahmen aus dem Nordwesten (Schleswig-Holstein, Nordrhein-Westfalen) sind zahlenmäßig dagegen unterrepräsentiert, was an fehlenden Veröffentlichungen aus diesen Regionen liegt.

In Auswertung dieser umfassenden Zusammenstellungen historischer Aufnahmen – überprüft anhand der Karte der potenziell natürlichen Vegetation Deutschlands (BfN 2003) - wurden 285 natürliche und halbnatürliche Pflanzengesellschaften (Assoziationen bzw. Subassoziationen) in die Datenbank aufgenommen, die die o. g. Standorttypen spontan besiedeln und daher indikativ repräsentieren (vgl. Abb. 1). Außerdem wurden 40 Forstgesellschaften erfasst. Zu diesen Pflanzengesellschaften sind die hochsteten standorttreuen Arten zugeordnet worden, wenn sie in dieser Gesellschaft mit einer Stetigkeit von über 60 % aller Aufnahmen vorkamen. Außerdem wurden alle geschützten Pflanzenarten entsprechend BNatSchG, FFH-Richtlinie und EU-Artenschutz-Richtlinie aufgenommen.

Gesellschaft

ID: 2271 Naturnähe: natürlich Gefährdung: Erste Nutzungsart: Wald
 Zweite Nutzungsart:
 Dritte Nutzungsart:

Bromo-Carpinetum (Primula-Subass.)

Quelle: Hofm. Jahr: 1968
 Anzahl_Aufnahmen: 10 mittl_Artenzahl: 42
 Detail: Pass.u.Hofm.(68) Tab.21h
 Veg.-Typ: Hainbuche Natura 2000: 9170 EUNISCode: G1.A16 Humusform: Mull

soil type (KA5)
 LFn
 LLn
 *

soil group unit BUK1000
 19
 42
 *

soil group unit BUK1000
 42 Fährde aus Loess

Bedeckungsgrad
 ID: 2271
 B1 Dg min: 52 B1 Dg max: 76
 B2 Dg min: 26 B2 Dg max: 50
 S Dg min: 60 S Dg max: 80
 K Dg min: 85 K Dg max: 100

climate sun slope plane shade slope
 Tm Tt Um Ut

Gesellschaft auswählen Bromo-Carpinetum (Primula-Subass.) In BERN2 anz

No. of species: 28

Species	Dominant	Deckungsanteil	Details...
Bromus racemosus		1	Details...
Brachypodium sylvaticum		10	Details...
Oxalis acetosella		1	Details...
Galium odoratum		60	Details...
Fraxinus excelsior		10	Details...
Poa nemoralis		40	Details...
Carpinus betulus		50	Details...
Melica nutans		40	Details...
Ranunculus ficaria		1	Details...
Primula elatior		1	Details...
Milium effusum		1	Details...
Convallaria majalis		1	Details...
Euonymus europaea		1	Details...
Crataegus monogyna		5	Details...
Geum urbanum		1	Details...
Dactylis glomerata		40	Details...
Corydalis fabaceae		1	Details...
Stachys sylvatica		1	Details...
Campanula persicifolia		1	Details...
Astagalus glycyphyllos		1	Details...
Brachypodium pinnatum		1	Details...
Bromus ramosus		1	Details...
Tilia cordata		40	Details...
Rhamnus cathartica		5	Details...

Datensatz: 92 von 431

Abb. 1: Beispiel des Datenbankformulars für eine Pflanzengesellschaft mit Angaben zu den präferierten Referenz-Standorttypen, einschließlich der Liste der höchstet und standorttreu vorkommenden Arten mit Deckungsgrad

Für 1.450 in Deutschland vorkommende Pflanzenarten sind die ökologischen Nischenbreiten der leicht veränderlichen Standort-Parameter

- Basensättigung,
- C/N-Verhältnis,
- Bodenwassergehalt,
- Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit
- Vegetationszeitlänge
- Lichtintensität
- Temperatur

aus den Standortangaben zu den Fundorten der Gesellschaften, in denen sie höchstet vertreten sind, ermittelt worden. Die z. T. unscharfen verbalen Angaben zu den Standortfaktoren wurden Referenzmessdaten zugeordnet und diese als unscharfe Wertespanssen in die Datenbank übernommen (vgl. Abb. 2).

Art: 126
Name: Quercus robur

Parameter: Status of protection | Ellenberg values

	Optimum				
	Minimum		Maximum		
soil water content	0,056	0,2778	0,5	0,722	[m³/m³]
base saturation	15	35,667	61,333	95	[%]
C/N-ratio	11	18	25	42	[]
climat. water balance	-42,0	-37,1	-17,8	40,3	[mm/veg.month]
vegetation period	120	130	215	240	[days>10°C/year]
solar radiation	341	492	1000	1010	kWh/m² y]
temperature	-20,5	11	23	53	[°C]

Art suchen: Quercus robur

Datensatz: 126 von 1586 | Ungefiltert | Suchen

Abb. 2: Beispiel eines Datenbankformulars für eine Pflanzenart mit Angaben zu den ökologischen Nischenbreiten in Auswertung von Vegetationsaufnahmen an anthropogen unbelasteten Standorten

Nun konnte der Möglichkeitsbereich jeder Pflanzengesellschaft aus dem Möglichkeitsbereich der hochsteten Arten mit Hilfe eines Minimumoperators der Fuzzy-Logik ermittelt werden (vgl. Abb. 3).

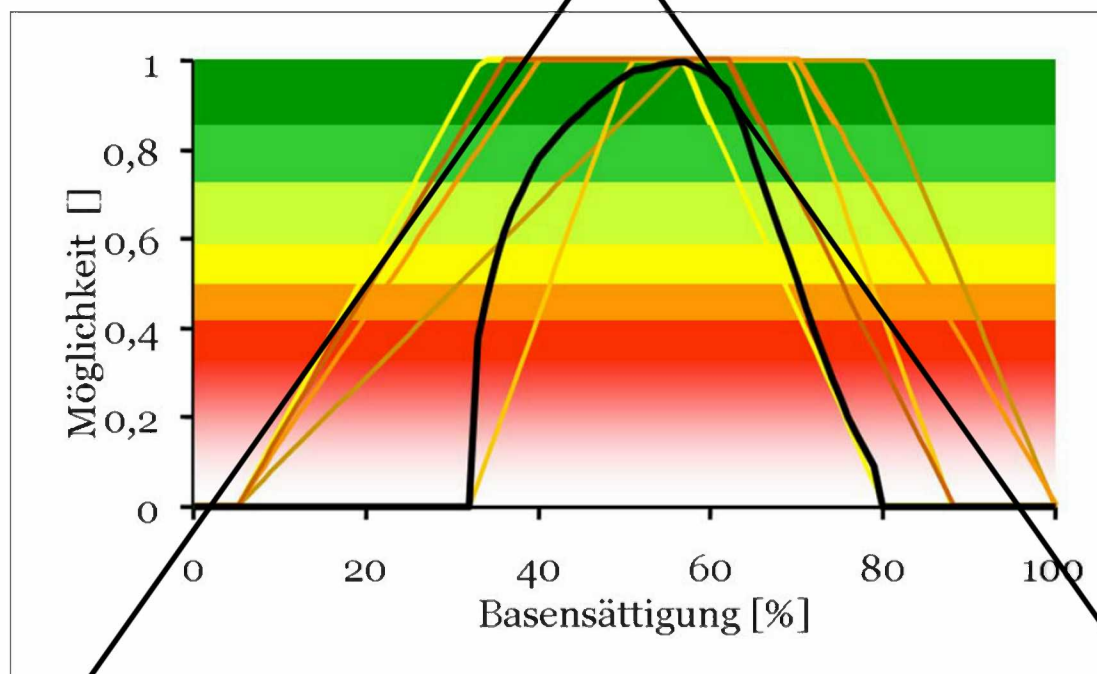


Abb. 3: Möglichkeitsverteilungsfunktion der hochsteten Arten (gelb-braune Linien) einer Gesellschaft und die resultierende Zugehörigkeitsfunktion der Gesellschaft (schwarze Linie) durch Anwendung des A_{γ} -Operators

Mit Hilfe des BERN-Modells können einerseits die Möglichkeitsgrade für das Vorkommen einer Artenkombination anhand vorliegender Messdaten von abiotischen Standortfaktoren ermittelt werden. Oder es werden andererseits die Standortfaktoren Basensättigung, C/N-Verhältnis, Bodenfeuchte und Standort-Klima vom BERN-Modell anhand von vorliegenden Vegetationsaufnahmen ermittelt.

Die Datenbasis mit den integrierten Abfragemodulen ermöglichen dem Modellnutzer weiterhin die Ermittlung der aktuellen ökosystemaren Regenerierungspotenziale, der aktuellen floralen Biodiversität sowie von möglichen Regenerierungszielen, die Rekonstruktion und Prognose des Vegetationswandels in Abhängigkeit von der Nutzungs- und Depositionsgeschichte bzw. deren Zukunftsszenarien und der Prognose des Klimawandels.

Aber auch für die **Ermittlung der Belastbarkeitsschwellen** zum Schutz der Biodiversität wurde das BERN-Modell weiter entwickelt. Diese Methode hat inzwischen Eingang gefunden in das international abgestimmte Methoden-Spektrum der UNECE (DEVRIES et al. 2007).

Das BERN-Modell ist gekoppelt mit einem Modell („DECOMP“) zur Berechnung von **Critical Loads für N-Einträge in naturnahe und halbnatürliche Vegetationsgesellschaften** (SCHLUTOW U. KRAFT 2007 a, in: DEVRIES et al. 2007). Während mit dem BERN-Modell Critical Limits (Belastbarkeitsschwellen) für Pflanzengesellschaften und Pflanzenarten ermittelt werden, wird mit dem DECOMP-Modell der Critical Load unter Berücksichtigung der Critical Limits berechnet.

Das DECOMP-Modell (abgekürzt aus „Decomposition“ = Zersetzung) setzt dabei folgenden fachlichen Grundsatz mathematisch um: Der Critical Load für N-Einträge wird erreicht, wenn ein nachhaltig stabiles Gleichgewicht zwischen N-Einträgen, Immobilisierung, Mineralisierung, Aufnahme in die oberirdische Biomasse und Austrag mit dem Sickerwasser zu einem langfristig stabilen C/N-Verhältnis im Boden geführt hat, das gerade ausreichend für die Existenz einer regenerierungsfähigen Pflanzengesellschaft ist. Dieses Critical Limit für das untere akzeptable C/N-Verhältnis ergibt sich aus dem CN-Minimum der ökologischen Nische der Pflanzengesellschaft (Ergebnis aus dem BERN-Modell). Da mineralisierende und immobilisierende Prozesse gegenläufig zueinander ablaufen und beide Prozesse von denselben Umweltfaktoren direkt bzw. indirekt proportional abhängig sind, wird die Bestimmung des langfristig gültigen Critical Loads mit Hilfe der folgenden iterativen Näherungslösung durchgeführt.

Um die Änderungsrate des N-Gehaltes in der organischen Substanz des Oberbodens (SOM) zu ermitteln, muss folgende Gleichung bei schrittweiser Erhöhung von N_{dep} (um jeweils $1 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) gelöst werden:

$$\frac{d[N]_{SOM}}{dt} = N_{litterfall} - r_{min}[N]_{SOM} + r_{imm}(r_{min}[N]_{SOM} + N_{dep} - N_{upt,tot}) - N_{le} - N_{de}$$

wobei:

N_{dep} = N-Depositionsrate

r_{min} = Mineralisationsrate

r_{imm} = Immobilisationsrate

$N_{litterfall}$ = totaler N-Gehalt in der Streu

$N_{upt,tot}$ = totale Aufnahmerate in die oberirdische pflanzliche Biomasse

N_{le} = Auswaschungsrate von N mit dem Sickerwasser

N_{de} = Denitrifikationsrate

Wenn sich bei weiterer Erhöhung von N_{dep} gegenüber dem Ergebnis des letzten Schrittes keine Zunahme von $[N]_{som}$ mehr ergibt und alle Critical Limits eingehalten werden, ist die Sättigung des Systems im harmonischen Gleichgewicht, mithin der Critical Load, erreicht. An dieser Stelle wird die Differenz von N_{dep} zwischen dem letzten und vorletzten Schritt (entspricht $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) in 10g-Schritten verfeinert, bis sich ein CL mit einer Genauigkeit von 0,01 kg ergibt.

Folgende Critical Limits finden Eingang in die Critical Loads-Berechnung:

3.3.2 Kritische Belastbarkeitsschwellen für FFH-LRT

Die allgemeine Definition des **ökologischen Belastbarkeitsgrenzwertes** („Critical Load“) gegenüber Stoffeinträgen (ICP MODELLING & MAPPING 2005) besagt, dass die Belastbarkeitsgrenzen eingehalten werden, solange keine Veränderungen der Struktur und der Funktionen der Vegetation zu verzeichnen sind. Demzufolge muss sich für einen FFH-LRT der Belastbarkeitsgrenzwert aus einem Schwellenwert der Zugehörigkeitsfunktion der Referenz-Vegetationseinheit zum Standortparameter ergeben. Ein sinnvoller Schwellenwert ist der Zugehörigkeitsgrad von 1. An diesem Existenzmöglichkeitsgrad hat die Referenz-Pflanzengesellschaft die uneingeschränkte Möglichkeit ihrer Existenz, also die maximal mögliche volle Funktionstüchtigkeit. Die „*uneingeschränkte Möglichkeit*“ und die „*volle Funktionstüchtigkeit*“ beziehen sich auf Möglichkeit und Funktion der Selbstregenerierbarkeit eines hervorragenden Erhaltungszustandes, der durch das Vorhandensein einer selbstregenerierungsfähigen natürlichen Pflanzengesellschaft gekennzeichnet ist. Auch dies ist ein Vorsorgewert, bei dessen Einhaltung mit Sicherheit davon ausgegangen werden kann, dass ein hervorragender Erhaltungszustand vorhanden ist und auch langfristig erhalten bleibt. Ziel der FFH-Richtlinie ist die Erhaltung bzw. Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes, zu dessen Erhaltung bzw. Entwicklung auch Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen beitragen können und sollen. Insofern ist die Zielsetzung, eine Selbstregenerierungskraft von 100 % des maximalen Potenzials zu erhalten, ein hoch gestecktes Ziel.

3.3.2.1 Kritisches C/N-Verhältnis ($CN_{min(geo)}$; $CN_{max(geo)}$; $CN_{crit(Phyto)}$)

Das **C/N-Verhältnis im Oberboden** von Wäldern und Grünlandstandorten (im Mittel über Humusschicht und oberste 10 cm der Mineralbodenschicht) ist ein Parameter, der langfristige Veränderungen des Stickstoffgehaltes im Humus akkumulierend anzeigt. Die Trends der Veränderungen z. B. durch Stickstoffeinträge oder Veränderungen der Produktivität der humusabbauenden Bodenorganismen (= Destruenten) z. B. aufgrund von Basenmangel oder langfristigen Temperaturänderungen werden deutlich widerspiegelt. Das C/N-Verhältnis ändert sich innerhalb einer standorttypischen Spanne zwischen den beiden „Points of no return“ ($CN_{max(geo)}$ und $CN_{min(geo)}$) bei anhaltenden N-Einträgen nur langsam.

Wird der obere Regenerierbarkeitsgrenzwert ($CN_{max(geo)}$) überschritten (z. B. durch eine früher übliche Nutzung von Streu oder anderen organischen Materialien, in Nadelholzbeständen oder aufgrund extremer schwefelbürtiger Versauerung oder zu niedriger Jahresdurchschnittstemperatur), sind die Regenwurm-Populationen nicht mehr lebensfähig. Es findet ausschließlich nur noch eine Immobilisierung von Stickstoff im Humus statt. Der Nährstoffkreislauf zwischen Humus- und Mineralbodenoberschicht ist entkoppelt. Rohhumusaufgaben entstehen. Auch wenn später das Basenangebot wieder steigt (z. B. durch Kalkung), ist mit einer Regenerierung des Nährstoffkreislaufes auf lange Sicht nicht mehr zu rechnen (SCHLUTOW et al. 2005).

Ist der untere Extrempunkt ($CN_{min(geo)}$) erreicht und sind gleichzeitig ausreichende Gehalte an basischen Kationen (für die Ernährung und Vermehrung der Humusdestruenten) im Boden und eine Boden-Temperatur über 2°C vorhanden, wird jegliche verfügbare organische Substanz rasch mineralisiert, eine Immobilisierung von Stickstoff findet nicht mehr statt. Der überschüssige Mineralstickstoff, der von den Pflanzen nicht mehr aufgenommen werden kann, wird in die Bodenschichten unterhalb der Wurzelzone ausgewaschen bis hin ins Grundwasser.

Das C/N-Verhältnis ist also eng an die Basensättigung und den pH-Wert (bei ausreichender Temperatur) im Boden gekoppelt.

Nur ein Standort, dessen C/N-Verhältnis im bodentypspezifischen harmonischen Bereich über $C/N_{\min(\text{geo})}$ und unter $C/N_{\max(\text{geo})}$ liegt, gewährleistet ein langfristig sich selbst organisierendes Fließ-Gleichgewicht von Mineralisierung und Immobilisierung und somit ein langfristig stabiles harmonisches Nährstoffangebot für die Vegetation und die Bodenorganismen.

Der akzeptable niedrigste und höchste Grenzwert des C/N-Verhältnisses im Oberboden (vgl. Tab. 1) wird als Critical Limit in die Critical-Loads-Berechnung eingestellt.

Tab. 1: Kritische Minima und Maxima von C/N-Verhältnissen zur Gewährleistung eines langfristigen Gleichgewichtes von Immobilisierung und Mineralisierung im Humus (KAP et al. 1997)

Bodenart des mineralischen Oberbodens	Minimum des C/N-Verhältnisses zur Gewährleistung der Immobilisierung $C/N_{\min(\text{geo})}$	Kritisches Maximum des C/N-Verhältnisses zur Gewährleistung der Mineralisierung $C/N_{\max(\text{geo})}$
Moore	15	40
großporige Bodenarten (Sand, Lehm)	15	35
feinporige Bodenarten (Ton)	10	25
vulkanische Böden	10	20
Kalk-Böden	10	20

Innerhalb dieser standorttypischen sehr weiten Spannen des C/N-Verhältnisses entwickeln unterschiedliche Pflanzengesellschaften differenziertere Präferenzen für deutlich engere C/N-Spannen. Denn das standorttypische C/N-Verhältnis prägt nicht nur die Vegetationsstruktur, sondern umgekehrt wird das C/N-Verhältnis auch von der Vegetation geprägt. So sorgt die unterschiedliche Zersetzbarkeit (in Abhängigkeit von den Zellulose-, Lignin-, Harz- und sonstigen Anteilen) der Streu für unterschiedliche Gehalte an mineralisiertem N und C in der Bodenlösung.

Die Bestimmung der pflanzenphysiologischen C/N-Schwellenwerte (vgl. Abb. 4) erfolgt mit Hilfe des BERN-Modells anhand der statistischen Auswertung der Vegetations-/ Standortparameter an unbelasteten Standorten (siehe Kap.3.3.1).

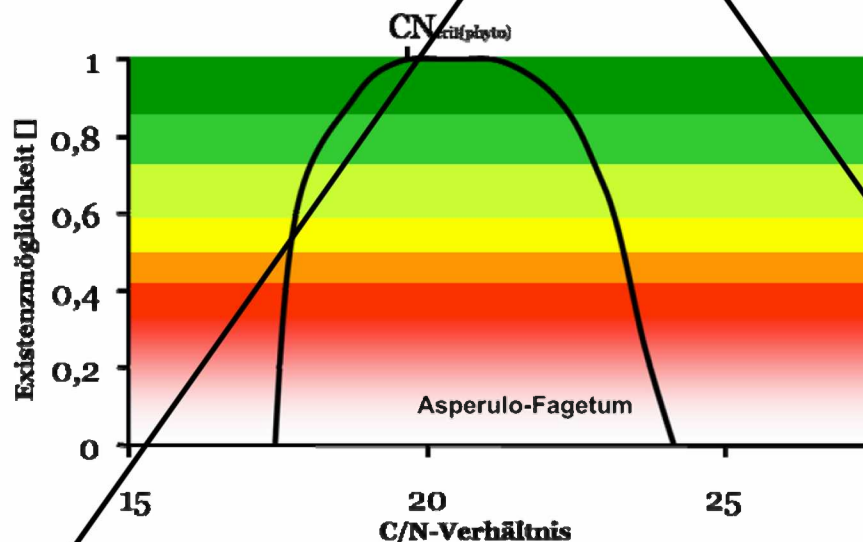


Abb. 4: Prinzip der Setzung des Critical Limits für das pflanzengesellschaftsspezifische C/N-Verhältnis ($CN_{\text{crit}(\text{phyto})}$) am Minimum des Optimumplateaus der ökologischen Nische der Pflanzengesellschaft

Theoretisch müsste auch ein $CN_{\max(\text{phyto})}$ betrachtet werden, jedoch spielt die Möglichkeit der Überschreitung eines kritischen CN-Maximums praktisch in Deutschland gegenwärtig keine

Rolle, weil die Gefahr der N-Limitierung in den Ökosystemen seit ca. 1970 nicht mehr besteht und auch in Zukunft nicht mehr zu erwarten ist.

3.3.2.2 Kritisches Bc/N-Verhältnis (Bc/N_{crit})

Die Einhaltung eines kritischen Bc/N-Verhältnisses ist notwendig zur Vermeidung von Nährstoffungleichgewichten für Pflanzenbestände.

Bei pH-Werten von 5,0 bis 4,2 findet eine Änderung der Ausstattung der Böden mit Nährstoffen, insbesondere mit basischen Kationen, statt (MATZNER 1988, ULRICH 1985). Insbesondere Ammoniak wirkt in anhydromorphen (= grundwasserfernen) Böden bei Sauerstoffsättigung nach seiner Umwandlung in Ammonium-Ionen überwiegend versauernd. Das heißt, in Böden mit einer Basensättigung oberhalb des Aluminium-Pufferbereichs und einer ausreichend hohen mikrobiellen Aktivität im Oberboden (Humusform mullartiger Moder bis Mull) werden Ammoniumionen von den meisten Pflanzen vorrangig vor Nitrationen aufgenommen, wobei von den Pflanzenzellen zum Konzentrationsausgleich Wasserstoffprotonen in die Bodenlösung abgegeben werden, was eine Versauerung mit sich bringt. Die Ammoniumionen verdrängen zudem in tonmineralreichen (basenreichen) Böden die basischen Nährkationen wie Kalzium, Kalium, Magnesium, Mangan und weitere ein- oder zweiwertige Schwermetalle an den Tonmineraloberflächen. Die basischen Kationen werden ausgewaschen, weil sie aufgrund des Überangebots von Ammoniumionen auch nicht von den Pflanzen aufgenommen werden, da diese die Ammoniumionen leichter aufnehmen können als basische Kationen. Es kommt zu einer übermäßigen Grünmasseentwicklung auf Kosten der Wurzeln und auf Kosten der Stabilität der Pflanzen.

Die gelösten ausgewaschenen basischen Kationen gehen so dem Stoffkreislauf zwischen Boden, Humus und Pflanzen verloren. Die Säureneutralisationskapazität geht verloren. Eine weitere Versauerung geht damit einher. Infolgedessen stehen den Pflanzen weniger basische Kationen zur Aufnahme zur Verfügung, was insgesamt verstärkt durch hohe Depositionen eutrophierenden Stickstoffs - zu Nährstoffimbancen und den bekannten Mangelercheinungen bis hin zu Nekrosen führt (hier ist insbesondere der Magnesium- und Kalium-Mangel zu nennen).

In bereits endversauerten Böden (Aluminium-Pufferbereich) ist der Beitrag des durch Luftschadstoffe eingetragenen Ammoniums zur Pflanzenernährung nur sehr gering, weil die im sauren Milieu bereits hohe Wasserstoffionenkonzentration in der Bodenlösung eine Diffusion in die Pflanzenzellen erschwert, d. h. das Konzentrationsgefälle zwischen Bodenlösung und Zelle reicht für die Aufnahme von Ammoniumionen nicht aus. Die Humusaufgabe reichert sich weiter mit Ammoniumionen an, ohne dass diese pflanzenverfügbar in einen Kreislauf eingehen könnten.

Basische Kationen und Stickstoff können von den Pflanzen aber immer nur in einem konstanten Verhältnis zueinander aufgenommen werden. Die Arten des (naturnahen) Lebensraumtyps sind evolutionär an das standorttypische Verhältnis von Basen zu Stickstoff angepasst. Dieses Verhältnis ist pflanzenartspezifisch (vgl. Tab. 2).

Tab. 2: Kritische untere Verhältnisse von basischen Kationen zu Stickstoff-Ionen in der Bodenlösung des Wurzelraumes für ausgewählte Waldgesellschaften (DEVRIES et al. (1993) in: UBA 1996)

Baumart	Ca:N	Mg:N	K:N	Summe Bc:N
Fichten-Waldgesellschaften	0,60	0,20	0,20	0,90
Kiefern-Waldgesellschaften	0,50	0,15	0,12	0,70
Rotbuchen-Waldgesellschaften	0,40	0,20	0,20	0,70
Eichen-Waldgesellschaften	0,40	0,20	0,20	0,70

Solange dieses Verhältnis nicht unterschritten wird, tritt kein Nährstoffungleichgewicht auf.

Der Gehalt an pflanzenverfügbaren basischen Kationen ergibt sich wie folgt:

$$Bc_{tot} = \theta * z * [Bc] + p * z * KAK * BS/100$$

mit:

- Bc_{tot} = Gehalt an leicht löslichen pflanzenverfügbaren basischen Kationen (Ca+Mg+K) im Wurzelraum [eq/m²]
 θ = Wassergehalt im Bodenraum bei pF < 0,5 [m³Wasser/m³Boden]
 z = Mächtigkeit des Wurzelraumes [m]
 $[Bc]$ = Konzentration basischer Kationen in der Bodenlösung [eq m⁻³ Wasser]
 p = Bodenrohichte [g cm⁻³]
 KAK = pot. Kationenaustauschkapazität [meq kg⁻¹]
 BS = Basensättigung [%].

3.3.2.3 Kritische Basensättigung ($BS_{min(geo)}$; $BS_{max(geo)}$; $BS_{crit(Phyto)}$)

Sowohl das standorttypische als auch das vegetationsspezifische C/N-Verhältnis ist abhängig von der Basensättigung des Bodens, insbesondere von der Einhaltung spezifischer Schwellenwerte (vgl. Abb. 5). Denn nicht nur die Pflanzen benötigen ein ausgewogenes harmonisches Nährstoffgleichgewicht, sondern im gleichen Maße auch die Bodenorganismen.

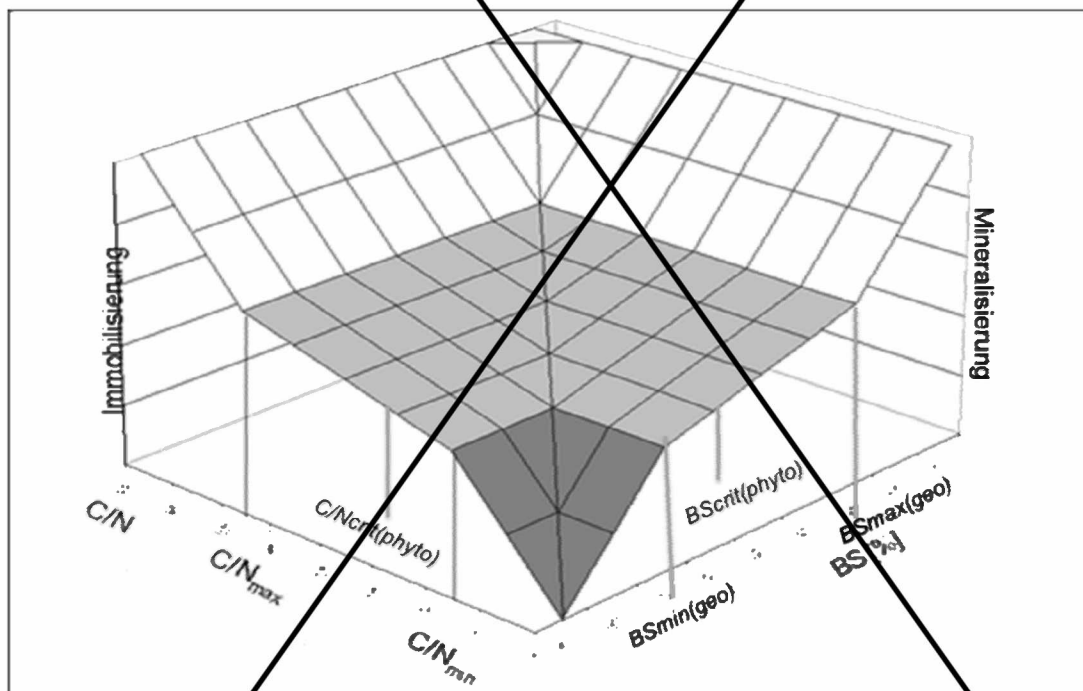


Abb. 5: Kritische standort- und vegetationsspezifische Schwellenwerte für das C/N-Verhältnis in Abhängigkeit von der Basensättigung

Während die bodenspezifischen Schwellenwerte für die Basensättigung $BS_{min(geo)}$, $BS_{max(geo)}$; eng mit dem entsprechenden Schwellenwert für den pH-Wert korrelieren (vgl. Tab. 3), müssen die vegetationsspezifischen $BS_{crit(Phyto)}$ -Schwellenwerte mit Hilfe des BERN-Modells ermittelt werden.

Für die vegetationsspezifischen Nährstoffgleichgewichte, die eingehalten werden müssen, um Schäden zu vermeiden (vgl. Kap. 3.3.2.2), wird als Critical Limit eine Kombination von kritischem C/N-Verhältnis bei gleichzeitiger Einhaltung der kritischen Basensättigung für die betrachtete Pflanzengesellschaft verwendet (vgl. Abb. 6).

Die Schwellenwerte für die in Abb. 6 beispielhaft dargestellte Referenz-Pflanzengesellschaft liegen an der Grenze des Optimum-Plateaus. Gleichzeitig wird mit dieser Schwellensetzung der Tatsache Rechnung getragen, dass ein Standortfaktor, der sich im Minimum der ökologischen Nische befindet, teilweise durch günstigere Werte eines anderen Standortfaktors ausgeglichen werden kann (DIERSCHKE 1996).

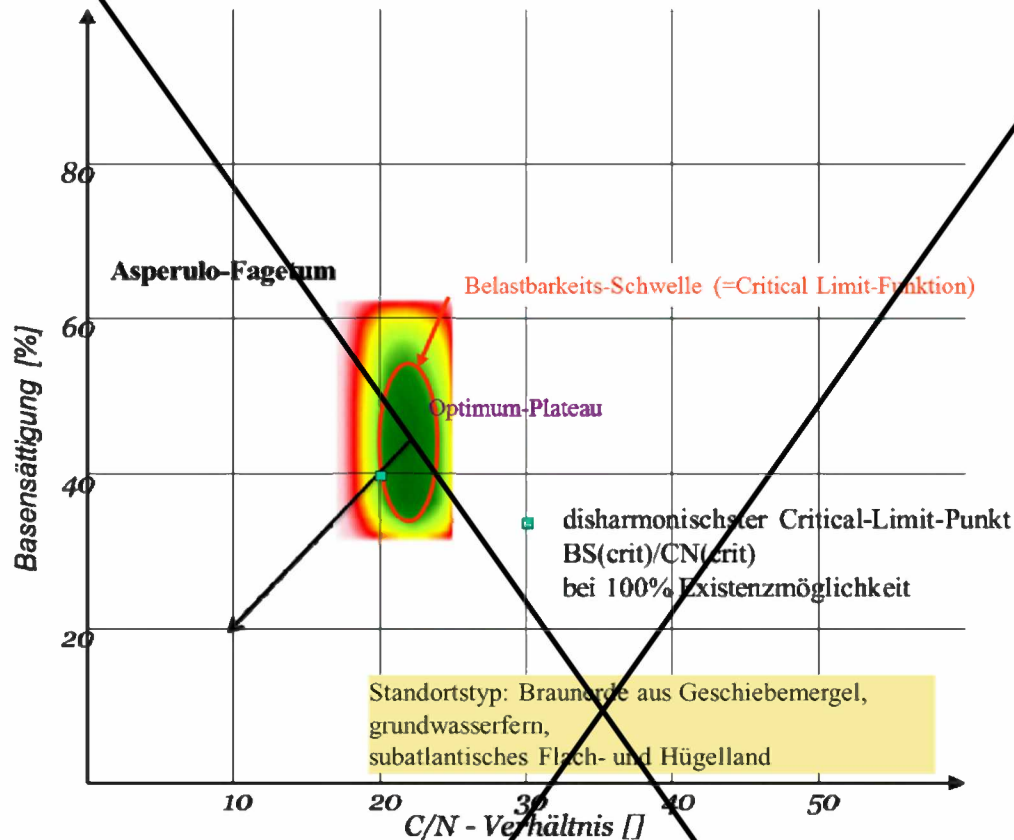


Abb. 6: Beispielhafte Prinzipdarstellung der modellgestützten Bestimmung der $C/N_{crit(Phyto)}$ - und $BS_{crit(Phyto)}$ -Limits zur Erhaltung einer naturnahen selbstregenerierungsfähigen Pflanzengesellschaft

3.3.2.4 Kritischer pH-Wert (pH_{crit})

Die Einhaltung eines kritischen pH-Wertes ist notwendig zur Vermeidung der Degradation von Böden. Stickstoffeinträge haben eine versauernde Wirkung, insbesondere im Mineralboden durch Austausch und Auswaschung von basischen Kationen bei gleichzeitiger Erhöhung der H^+ -Konzentration, wodurch der pH-Wert sinkt.

Dem Eintrag bzw. der Bildung von Protonen wird seitens des Bodens durch diverse Puffermechanismen entgegengewirkt, die pH-Wert abhängig sind (vgl. Tab. 3). Reicht die Wirkung einer Puffersubstanz nicht mehr aus, den Protoneneintrag zu kompensieren, findet eine Absenkung des pH-Wertes statt und der im folgenden pH-Bereich befindliche Puffer wird wirksam. Die Geschwindigkeit der pH-Wertabsenkung ist neben der Menge der deponierten Protonen von diversen Faktoren wie der Mineralverwitterung des Bodensubstrats, dem Klima, der Vegetation u. a. abhängig.

Tab. 3: Puffersysteme in Böden (ULRICH 1985, verändert)

Puffersubstanz	niedrigste akzeptable Basensättigung (BS _{crit})	niedrigster akzeptabler pH-Wert	bodenchemische Veränderung
Karbonat-Puffer (CaCO ₃)	83	6,2	Basenauswaschung
Silikat-Puffer (primäre Silikate)	56	5,0	Vergrößerung der Kationenaustauschkapazität
Austauscher-Puffer Mangan-Oxide	43	4,5	Reduktion der Kationenaustauschkapazität
Tonminerale	35	4,2	Reduktion der Basensättigung
Aluminium-Puffer (n [Al(OH) _x (3-x) ⁺], Aluminium-Hydroxysulfate	30	< 4,2	Übergangsphase von Tonmineral- zu Aluminium-Auswaschung
Aluminium-Eisen-Puffer (wie Aluminium-Puffer, „Boden-Fe(OH) ₃ “)	15	< 3,8	Aluminium-Auswaschung
Eisen-Puffer (Eisenhydrit)	5	< 3,2	organische Fe-Komplexe

Basenreiche Böden puffern eingetragene Protonen über die Freisetzung basischer Kationen ab.

Wird infolge von versauernden Schadstoffeinträgen in einem Boden der bodentypische natürliche Pufferbereich verlassen, ist der Boden degradiert. Dies soll durch Setzung von Critical Limits verhindert werden. Das anzusetzende Critical Limit ist der niedrigste akzeptable pH-Wert (pH_{crit}) des Pufferbereichs, dem ein Boden natürlicherweise im unbelasteten Zustand angehört (Spalte 3 der Tab. 3).

3.3.2.5 Kritische N-Konzentration ([N]_{crit})

Die Auswaschung von Stickstoffverbindungen mit dem Sickerwasser sollte bei stabilen Ökosystemen im Gleichgewichtszustand von Mineralisierung und Immobilisierung nur sehr gering sein. In intakten, nicht stickstoffübersättigten naturnahen Ökosystemen mit geschlossenem Kreislauf dürfte in der Regel kein Austrag ins Grundwasser erfolgen bzw. nicht mehr als 1 kg ha⁻¹ a⁻¹ ausgewaschen werden (MATZNER 1988).

Ein hoher Stickstoffaustrag ins Grundwasser ist zumeist gleichbedeutend mit einer Störung des Gleichgewichts, Stickstoffübersättigung (BEESE 1986) oder der Entkopplung des Stickstoffkreislaufs, z. B. durch Überschussnitrifikation (MATZNER 1988; TÜRK 1992). Der Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser erfolgt zum überwiegenden Teil in Nitratform. Neben dem direkten Eintrag der Nitratdeposition entsteht Nitratstickstoff einerseits bei der Nitrifikation von deponiertem Ammonium-Stickstoff und andererseits bei der Mineralisierung organischer Stickstoffverbindungen aus dem Humus. Da in jedem Fall dabei Protonen (H⁺) frei werden, ist die Auswaschung von gebildetem oder deponiertem Nitrat in der Regel mit Versauerungsprozessen gekoppelt (SCHACHTSCHABEL et al. 1998).

In der auf europäischer Ebene vorgeschlagenen Methodik wurde ein weiterer Wertebereich diskutiert (GRENNFELT et THÖRNELÖF 1992; HORNING et al. 1995; ICP MODELLING & MAPPING 2005). Dabei wurden für den tolerierbaren Austrag unter Critical Load-Bedingungen (Erhaltung des steady state) unter Nadelwäldern Werte zwischen 0,5 und 3 sowie 2 bis 4 kg N ha⁻¹ a⁻¹ unter Laubwäldern angenommen. (Letztendlich spielt aber für eine realistische Abschätzung dieser Größe die Sickerwasserrate eine entscheidende Rolle.)

Das Manual zur Kartierung und Modellierung von Critical Loads (ICP MODELLING & MAPPING 2008) enthält eine Zusammenstellung der kritischen Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung verschiedener Vegetationstypen (Tab. 4).

Tab. 4: Grenzwerte der Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung (ICP MODELLING & MAPPING 2008)

Vegetationstyp	[N] _{crit} [mg N l ⁻¹]	[N] _{crit} [eq m ⁻³]
Flechten → Moosbeeren	≤ 0,2 - 0,4	≤ 0,0143 - 0,0276
Heide → Blaubeeren	≤ 0,4 - 0,6	≤ 0,0276 - 0,0429
Blaubeeren → Gräser	≤ 1 - 2	≤ 0,0714 - 0,1429
Gräser → Krautvegetation	≤ 3 - 5	≤ 0,2143 - 0,3571

Diese Grenzkonzentrationen wurden empirisch ermittelt (DEVRIES et al. 2007, BOBBINK u. ACHERMANN 2003).

Mit der Berücksichtigung dieser Grenzkonzentrationen wird gewährleistet, dass der Grundwasseraustausch in unterschiedlich empfindlichen benachbarten Ökosystemen nicht zu einer Überbelastung des empfindlicheren hydromorphen (= grundwasserbeeinflussten) Ökosystems im Grundwasserabstrom führt.

Im Manual (ICP MODELLING & MAPPING 2008) wird jedoch auch darauf hingewiesen, dass keine direkte Abhängigkeit von N-Auswaschungsrate und Vegetationswandel nachweisbar ist. Deshalb schlägt das ICP MODELLING & MAPPING (2008) alternativ zu den in der obigen Tabelle (vgl. Tab. 4) angegebenen Critical Limits vor, unter dem Aspekt der Grundwassernutzung zur Trinkwassergewinnung die N-Deposition durch den Grenzwert der EU für Trinkwasser mit 50 mg N l⁻¹ zu limitieren, oder den EU-Zielwert von 25 mg N l⁻¹ als Critical Limit zu verwenden.

Literaturdaten weisen jedoch auch darauf hin, dass Nährstoff-Ungleichgewichte auftreten, wenn die N-Auswaschungsrate die natürlichen Hintergrundwerte übersteigen (VAN DAM 1990) und solange das Sickerwasser sich noch in der durchwurzelten Bodenschicht befindet.

Die akzeptable N-Konzentration im Bodenwasser sickerwasserbestimmter (anhydromorpher) Standorte muss deshalb aus dem pflanzenphysiologisch erforderlichen Bc/N-Verhältnis wie folgt abgeleitet werden (siehe Kap. 3.3.2.2):

$$[N] = ([Bc] + KAK \cdot (BS/100 - fNa) \cdot \theta) / (Bc/N_{crit})$$

mit

[Bc] = Konzentration basischer Kationen in der Bodenlösung [eq m⁻³ Wasser]

KAK = pot. Kationenaustauschkapazität [meq kg⁻¹]

BS = Basensättigung [%]

θ = Wassergehalt im Bodenraum bei pF < 0,5 [m³ Wasser m⁻³ Boden]

fNa = Anteil der Natrium-Fraktion an der Basensättigung (0 bis 1)

Bc/N_{crit} = kritisches Verhältnis von basischen Nährkationen (Ca+Mg+K) zu Stickstoff-Ionen (eq eq⁻¹) (siehe Kap. 3.3.2.2)

Während KAK, BS, θ und fNa bodentypspezifische Parameter sind, die der Datenbank zur BÜK 1000 entnommen oder aus ihr abgeleitet werden können, ergibt sich [Bc] wie folgt:

$$[Bc] = (B_{dep} + B_{cw} - B_{cu}) / PS$$

mit:

B_{dep} = seesalzbürtige Depositionsrate von basischen Nährkationen (Ca+Mg+K) [eq ha⁻¹ a⁻¹]

B_{cw} = Freisetzungsrates basischer Nährkationen durch Verwitterung [eq ha⁻¹ a⁻¹]

B_{cu} = Netto-Aufnahmerate basischer Nährkationen durch die Vegetation [eq ha⁻¹ a⁻¹]

PS = Sickerwasserrate [m³ a⁻¹]

3.3.2.6 Kritisches Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium-Ionen (Bc/Al_{crit})

Sinkt der pH-Wert durch Basenauswaschung infolge von Versauerung in den Aluminium- oder sogar in den Aluminium-Eisen-Pufferbereich, kann ein kritisches Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium-Ionen [Bc/Al_{crit}] in der Bodenlösung und damit eine Aluminium-Intoxikation eintreten.

Sind bereits so viele basische Kationen aus den Bodenkolloiden abgelöst und mit dem Sickerwasser ausgewaschen worden, dass die Basensättigung unter 30 % gesunken ist, wird der Aluminium-Puffer wirksam. Das heißt, nunmehr bei pH-Werten unter 4,2, geht das bisher am Bodenfestkörper gebundene Aluminium in die Bodenwasserlösung über. Eine zu hohe Al^{3+} -Konzentration im Bodenwasser kann toxisch auf die Pflanzen des Ökosystems wirken, wenn nicht gleichzeitig genügend basische Kationen als Alternative für die Aufnahme durch die Pflanzen in der Bodenlösung zur Verfügung stehen. Grenzkriterium für den Verlust an Säureneutralisationskapazität ist deshalb das Verhältnis der durch Verwitterung freigesetzten pflanzenverfügbaren basischen Kationen $Bc = Ca + Mg + K$ zu Al^{3+} -Ionen. Dieses kritische (beginnend toxisch in der Pflanze zu wirkende) Bc/Al -Verhältnis ist pflanzenartspezifisch. Untersuchungen von SVERDRUP et al. (1993) haben für die üblichen Hauptbaumarten in Europa und Nordamerika Referenzdaten ergeben, von denen die mittleren kritischen Werte abgeleitet wurden:

Bc/Al : Fichte 1,2; Kiefer: 1,2; Bergkiefer 1; Birken 0,8; Weiden 5; Rotbuche 0,6; Stiel- und Traubeneiche 0,6; Offenlandvegetationstypen 0,8

In Mischwäldern gilt der jeweils höchste Wert der Mischbaumarten.

Der akzeptable niedrigste Grenzwert der Basensättigung im Oberboden für den nachhaltigen Erhalt einer Vegetationsgesellschaft wird als Critical Limit in die Critical-Loads-Berechnung eingestellt.

Eine Liste der bisher empirisch ermittelten Critical Limits der Basensättigung, des C/N- und der Bc/Al -Quotienten ist für 285 natürliche, naturnahe und halbnatürliche Ökosystemtypen Mitteleuropas veröffentlicht (SCHLUTOW et HÜBENER 2004 und 2005; SCHLUTOW et KRAFT 2006).

3.3.3 Ermittlung der sonstigen Eingangsdaten

Die Eingangsdaten für die Parameter BC_{dep} , Cl_{dep} , BC_w werden unmittelbar oder mittelbar aus Referenzmessungen gewonnen (NAGEL, SCHLUTOW et al. 2008). Bc_u , N_u , N_i , N_{de} werden auf der Basis begründeter Annahmen wie folgt abgeschätzt:

3.3.3.1 Ermittlung der Immobilisierungsrate (N_i)

Die gesamte Immobilisierungsrate wird aus einer temperaturabhängigen Komponente ($N_{i(T)}$) plus derjenigen Immobilisierungsrate, die sich aus den Parametern $CN_{min(geo)}$, $CN_{max(geo)}$ und $CN_{crit(Phyto)}$ am Standort ergibt, kalkuliert.

Die temperaturabhängige Immobilisierungsrate liegt in Mitteleuropa in der Spanne von $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (bei $> 8 \text{ °C}$ Jahresdurchschnittstemperatur) und $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (bei $\leq 5 \text{ °C}$ Jahresdurchschnittstemperatur) (vgl. Tab. 5).

Tab. 5: Matrix zur Ermittlung der Stickstoff-Immobilisierungsrate in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur

Mittlere Jahrestemperatur [° C]	N-Immobilisierung	
	[kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	[eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
< 5	5	357
5	4	286
6	3	214
7	2	143
8	1,5	107
>8	1	71

Quelle: UN/ECE/CCE (1993)

Die N-Immobilisierung (Akkumulation ungelösten organisch gebundenen Stickstoffs in der Humusschicht) ist umso höher, je niedriger die Bodentemperatur ist. Ursache hierfür ist die Hemmung der Aktivität der Humus zersetzenden Bodenorganismen bei suboptimalen Bodentemperaturen. So ist die statistisch ermittelte direkte Abhängigkeit der Humusvorräte von der Höhenlage (WÖHLER 1996) auf die sinkenden Temperaturen mit zunehmender Höhe zurückzuführen.

Die Bodentemperatur ist nicht allein von der durchschnittlichen regional differenzierten Lufttemperatur abhängig, sondern in hohem Maße auch von der Strahlungsenergie, die auf die Bodenoberfläche auftrifft. Diese ist von der Exposition und Hangneigung sowie von der Beschattung durch Baumkronen abhängig. So kann die Bodentemperatur an einem 45° nach Süden geneigtem Hang mit einer gehölzfreien Vegetation um 10 K höher sein als die regionale Lufttemperatur (BRAUN-BLANQUET 1964). Andererseits erreicht in einem Schatthangwald nur noch ca. 1 bis 5 % der Sonnenenergie den Waldboden (ELLENBERG 1996), was zu einer deutlichen Absenkung der Bodentemperatur gegenüber der Lufttemperatur führt.

Die N-Immobilisierung führt zu einer Stickstoffentlastung des Systems, weil die immobilisierten ungelösten organischen N-Verbindungen nicht pflanzenverfügbar sind, also nicht eutrophierend wirken und gleichzeitig nicht zur Auswaschung basischer Kationen beitragen können.

Unter der Zielsetzung, harmonische Gleichgewichtszustände im Zielzustand zuzulassen, die nicht identisch mit den ursprünglich vorhandenen Nährstoffgleichgewichten sein müssen, muss auch ein Wandel des C/N-Verhältnisses in den Grenzen der natürlichen Spannen innerhalb eines Standorttyps bzw. eines FFH-Lebensraumtyps zugelassen werden. Dieser zulässige Wandel hängt vom Einfluss der Vegetation, insbesondere von der Zersetzbarkeit des Streufalls, ab und hat gleichzeitig einen modifizierenden Einfluss auf die zulässige Immobilisierungsrate von Stickstoff. Das heißt, je höher das $CN_{crit(Phyto)}$, desto höher die Immobilisierungsrate (GUNDERSEN u. a. 1998). So ist die Immobilisierungsrate insbesondere in Nadelwäldern, aber auch bspw. in Zwergstrauch-Heiden deutlich höher als im Grasland oder Laubwald auf jeweils gleichem Standorttyp in der gleichen Klimaregionalform.

Zwischen den natürlichen und deshalb zulässigen Werten für ein bodentypabhängiges Maximum $CN_{max(geo)}$, und dem entsprechenden Minimum-C/N-Verhältnis $CN_{min(geo)}$, ist die Nettomenge an N, die immobilisiert werden darf, eine lineare Funktion des C/N-Verhältnisses, das aktuell aufgrund der Vegetation akzeptabel ist.

$CN_{max(geo)}$ und $CN_{min(geo)}$ werden von KLAP u. a. (1997) in Auswertung europaweiter Untersuchungen mit 20 - 40 bzw. 10 - 15 angegeben (vgl. Kap. 3.3.2.1, Tab. 1).

$$N_i = N_{i(T)} + N_{i(Phyto)}$$

$$N_{i(Phyto)} = f_i (N_{dep} - N_u - N_{de} - N_{i(T)})$$

$$f_{i(Phyto)} = \frac{CN_{crit(Phyto)} - CN_{min(geo)}}{CN_{max(geo)} - CN_{min(geo)}} \quad \text{für} \quad CN_{min(geo)} < CN_{crit(Phyto)} < CN_{max(geo)}$$

$$f_{i(Phyto)} = 1 \quad \text{für} \quad CN_{crit(Phyto)} \geq CN_{max(geo)}$$

$$f_{i(Phyto)} = 0 \quad \text{für} \quad CN_{crit(Phyto)} \leq CN_{min(geo)}$$

wobei:

f_i = Immobilisierungsfaktor (Funktion der Zersetzungsrate der toten organischen Substanz) mit einem Wert zwischen 0 und 1)

N_{dep} = atmosphärische Stickstoffdeposition, entspricht hier dem Critical Load $CL_{nut}N$ [$eq\ ha^{-1} a^{-1}$]

N_i = Stickstoff-Immobilisierung [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

N_u = Stickstoff-Aufnahme durch die Vegetation [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

3.3.3.2 Ermittlung der Denitrifikationsrate (N_{de})

Ein einfacher aber validierter Ansatz von DEVRIES et al. (1990) geht von folgendem linearen Zusammenhang zwischen Denitrifikationsrate und dem N-Eintrag unter Berücksichtigung der Immobilisierungsrate und dem N-Entzug durch die Vegetation aus. Dies setzt jedoch voraus, dass die Immobilisierung und der N-Entzug schneller vonstattengehen als die Denitrifikation, was zwar i.d.R., aber nicht immer zutrifft.

$$N_{de} = \begin{cases} f_{de}(N_{dep} - N_u - N_i) & \text{wenn } N_{dep} > N_u + N_i \\ 0 & \text{andernfalls} \end{cases}$$

wobei:

f_{de} = Denitrifikationsfaktor (Funktion der Bodentypen mit einem Wert zwischen 0 und 1)

N_{dep} = atmosphärische Stickstoffdeposition, entspricht hier dem Critical Load $CL_{nut}N$ [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

N_i = Stickstoff-Immobilisierung [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

N_u = Stickstoff-Aufnahme durch die Vegetation [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

DEVRIES et al. (1990) schlagen die Parametrisierung von f_{de} wie folgt vor: $f_{de} = 0,1$ für Löss- und Sandböden ohne Vergleyungen, $f_{de} = 0,5$ für vergleyte Sandböden, $f_{de} = 0,7$ für Tonböden und $f_{de} = 0,8$ für Torfböden.

Gemäß den Erkenntnissen über die die Denitrifikation bestimmenden Faktoren werden zur Abschätzung des Denitrifikationsfaktors f_{de} die Eigenschaften des Bodentyps am Standort v. a. hinsichtlich ihrer Durchlüftung herangezogen.

Da unter allen bisher beschriebenen Einflussfaktoren das Vorliegen von sauerstofffreien Verhältnissen und hoher Bodenfeuchte die Denitrifikationsrate am stärksten beeinflussen, erfolgt für die Critical-Load-Berechnung die Ableitung der Denitrifikationsfaktoren f_{de} mittels einer Matrix nach den Tonanteilen der einzelnen Horizonte, die tiefenstufengewichtet über den gesamten durchwurzelbaren Raum gemittelt werden. Je höher der Tonanteil im Boden ist, desto wahrscheinlicher ist eine hohe Denitrifikationsrate (vgl. Tab. 6).

Die Denitrifikation findet unabhängig von der Vegetation statt. Deshalb ist in diesem Fall nicht die tatsächlich pflanzenartspezifische Durchwurzelungstiefe der Bereich, wo Denitrifikation stattfindet, sondern der gesamte Bereich des Lockergesteins über Festgestein bzw. über Grundwassertiefststand. Die Berechnung des mittleren Tonanteils erfolgt hier also über die Horizonte bis zur oberen Tiefe des obersten C- oder Gr-Horizontes.

Tab. 6: Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren und Texturklassen

Mittlerer Tonanteil [%]	f_{de}
< 10,5	0,1
≥ 10,5 bis < 20,0	0,1
≥ 20,0 bis < 25,0	0,2
≥ 25,0 bis < 30,0	0,2
≥ 30,0 bis < 37,5	0,3
≥ 37,5 bis < 45,0	0,3
≥ 45,0 bis < 52,5	0,3
≥ 52,5 bis < 57,5	0,3
≥ 57,5 bis < 62,5	0,3

Mittlerer Tonanteil [%]	f_{de}
$\geq 62,5$ bis $< 70,0$	0,5
$\geq 70,0$	0,5

Quelle: DEVRIES (1991), verändert

Für Histosole und Podsole gelten folgende Werte für die f_{de} -Faktoren:

Histosole: $f_{de} = 0,8$

Podsoliierte Böden: $f_{de} = 0,1$

3.3.3.3 Ermittlung der tolerierbaren N-Auswaschungsrate mit dem Sickerwasser ($N_{le(acc)}$)

Die Berechnung des tolerierbaren Stickstoffaustrags erfolgt durch Multiplikation der Sickerwasserrate mit einer gesetzten Grenz-Konzentration von Stickstoff im Sickerwasser (vgl. Kap. 3.3.2.5 und Kap. 3.3.2.2) wie folgt:

$$N_{le(acc)} = PS \cdot [N]_{crit}$$

wobei:

$N_{le(acc)}$ = tolerierbare Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser [$\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

PS = Sickerwasserrate (Differenz aus Niederschlag und Evapotranspiration) [$\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

$[N]_{crit}$ = Grenz-Konzentration in Abhängigkeit von der Empfindlichkeit des jeweils betrachteten Schutzgutes [kg N m^{-3}]

Die Sickerwasserrate (unterirdischer Abfluss) ergibt sich aus der Differenz von Gesamtabfluss und oberirdischem Abfluss nach folgender Gleichung.

$$PS = A_{ges} - A_o$$

PS = mittlerer jährlicher unterirdischer Abfluss (Sickerwasserrate) ($\text{m}^3 \text{a}^{-1}$)

A_{ges} = mittlere jährliche Gesamtabflussmenge (m^3)

A_o = mittlere jährliche oberirdische Abflussmenge (m^3)

Der Berechnung des Gesamtabflusses liegt die Methodik von RENGIER ET AL. (1990) zugrunde. Diese beruht auf der vereinfachten Wasserhaushaltsgleichung auf der Basis mehrjähriger Mittel (hier 1961 – 1990):

$$A_{ges} = N_j - V$$

mit:

N_j = Mittlerer Jahresniederschlag (m^3)

V = Mittlere jährliche Verdunstung (m^3)

Die Verdunstungshöhe wird mit nutzungsabhängigen Regressionsgleichungen unter Berücksichtigung der Verteilung der Niederschläge auf das Sommer- und Winterhalbjahr, des pflanzenverfügbaren Bodenwassers, der potenziellen Evapotranspiration nach WENDLAND UND KUNKEL (1988) und eines Korrekturfaktors für Hangneigung und Exposition berechnet.

Der Anteil des Oberflächenabflusses wurde in Abhängigkeit von der Jahresniederschlagsmenge nach der Methodik von BACH (1987), entsprechend folgender Gleichung abgeschätzt.

$$A_o = A_{ges} \cdot 2 \cdot 10^{-6} \cdot (N_j - 500)^{1,65}$$

Die Jahresniederschlagsmenge ist sowohl mit der Häufigkeit von Starkniederschlägen als auch mit dem Anteil des Schneeniederschlags positiv korreliert. Außerdem ist in den niederschlags-

reichen Gebieten mit einer höheren Bodenfeuchte zu rechnen, was, wie die anderen genannten Faktoren, die Bildung von Oberflächenabfluss begünstigt. Für Waldgebiete sowie für Graslandflächen in Gebieten mit Jahresniederschlägen < 500 mm wird angenommen, dass kein nennenswerter Oberflächenabfluss stattfindet.

In grober Verallgemeinerung kann man unter Berücksichtigung der bodentypspezifischen kF-Werte (BÜK 1000), der mittleren jährlichen Gesamtverdunstung durch die Vegetation nach BIERHALS, KIENSTEDT u. PANTELEIT (1984) und für verschiedene Hauptbaumarten in Wäldern nach LÜTZKE u. a. 1990 folgende Referenzwerte angeben (vgl. Tab. 7):

Tab. 7: Referenzwertespannen für den Anteil der Versickerung an der Jahres- Niederschlagssumme [%] in Abhängigkeit vom Standorttyp, vom Relief und von der Vegetation

Standorttyp	Vegetationstyp	Anteil der Versickerung an der Jahres- Niederschlagssumme [%]	
		von	bis
grundwasserferne Sand-Braunerde, flach; Löß-Pararendzina, wellig; Kalk-Rendzina, hängig	mit Grasfluren:	38	45
	mit Laubwald:	18	25
	mit Nadelwald	11	18
grundwasserferne Bändersand-Braunerde, Sand-Rosterde, wellig; Fahlerde, flach	mit Grasfluren:	18	27
	mit Laubwald:	18	19
	mit Nadelwald	15	18
grundwasserferne Fahlerde, wellig oder kuppig; Parabraunerde, wellig oder kuppig; grundwasserferne Sand-Braunerde, hängig	mit Grasfluren:	18	25
	mit Laubwald:	13	15
	mit Nadelwald	9	13
grundwassernahe Sand-Humusgrundgley, Volltorf-Ried/-Fen, eben ; Moor-/Sand-Gleybraunerde, grund- oder stauwasserbeeinflusste Moor-Lehm-fahlerde, kuppig	mit Grasfluren:	15	20
	mit Laubwald:	0	0
	mit Nadelwald	0	0

3.3.3.4 Bestimmung der Aufnahmerate von basischen Kationen (Bc_u) und Stickstoff in die Vegetation (N_u)

Die Entzugsrate von Stickstoff und basischen Kationen mit der Ernte von Biomasse ergibt sich aus dem Ertrag der zu erntenden Biomasse, multipliziert mit dem Stoffgehalt wie folgt:

$$X_u = X_{\text{Gehalt}} \cdot E$$

mit

$$X_u = \text{Entzugsrate des Stoffes X (kg/(ha a) bzw. eq/(ha a))}$$

$$X_{\text{Gehalt}} = \text{Gehalt des Stoffes X in der Trockenmasse des Erntegutes ((kg/t TS bzw. eq/t TS) (siehe Kap. 3.3.3.4.1))}$$

$$E = \text{Ertrag an Trockenmasse des Erntegutes (t TS/(ha a))}$$

3.3.3.4.1 Gehalte an Stickstoff und basischen Kationen in der Biomasse

N_u und Bc_u für genutzte Wälder ergibt sich aus dem geschätzten Biomasseentzug durch den Jahreszuwachs an Derbholz und Rinde der Haupt- und Nebenbaumarten der aktuellen Bestockung am Standort, multipliziert mit den Durchschnittsgehalten an Nährelementen in Derbholz und Rinde (vgl. Tab. 8).

Tab. 8: Netto-Stoffgehalte in Derbholz mit Rinde (JACOBSEN et al. 2002, DEVRIES et al. 1990) der Hauptbaumarten

Baumart	N	Ca	Mg	K	N
	[kg t ⁻¹ TS ⁻¹]	[eq t ⁻¹ TS ⁻¹]			
Kiefer	1,09	53,89	19,8	16,6	77,82
Fichte	1,22	70,36	14,8	19,7	87,1
Rotbuche, Hainbuche	1,54	89,82	21,4	35,8	110
Eichen	2,10	123,3	14,8	26,9	149,9
Erle	1,40	84,83	24,7	33,3	99,95
Birke	1,70	59,88	16,5	19,2	121,4
Bergkiefer	1,15	47,9	18,1	15,6	82,1
Weide	1,40	149,7	19,8	25,6	99,95
Sonst. Laubbaumarten	1,40	84,83	24,7	33,3	99,95

N_u und Bc_u für extensiv genutzte Grünlandbiotope ergibt sich aus der Zuwachsrate oberirdischer Grünmasse im Jahr (t TS ha⁻¹ a⁻¹) und den Stoff-Gehalten in der Erntemasse entsprechend Tab. 9.

Tab. 9: Netto-Stoffentzüge durch die verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen Ökosysteme

Vegetationstyp des Offenlandes	N	Ca	Mg	K
	[kg/ t TS]	[eq/ t TS]		
Magerrasen	5	360	109,8	26,2
Heiden	4	285	109,8	26,2
Kalktrockenrasen	6	430	185,3	33,3
Salzrasen	6	430	185,3	33,3
Nass- und Feuchtwiesen	7	500	169,7	33,3
Flutrasen und Auenwiesen	7	500	179,6	33,3
Frischwiesen/ Frischweiden	6,5	465	169,7	33,3

Abgeleitet nach AMBERGER (1988), PETERSEN (1981), WEYMAR (1972), SAUERBREY ET AL. (1993), ROWINSKI (1993), SUCCOW (1988), MÜLLER (1980)

3.3.3.4.2 Abschätzung des pflanzenphysiologischen Ertragspotenzials zu erntender Biomasse

Sind keine Angaben zum Jahreszuwachs von Baumholz gegeben, müssen diese abgeschätzt werden. Als Grundlage für die standorttypspezifische Abschätzung des potenziellen Holzertrages dienen Ertragstafeln des laufenden Zuwachses der Baumarten Fichte, Kiefer, Europäische und Japanische Lärche, Douglasie, Buche, Eiche, Roteiche, Birke, Esche, Robinie, Erle, Pappel und Winterlinde. Über 100 Jahre wird der durchschnittliche Zuwachs pro Jahr ermittelt für die Ertragsklasse I und die schlechteste Ertragsklasse der Baumart den Ertragstafeln. Die so ermittelten Festmaß-Zuwächse (DGZ 100) werden in Gewichtsmaß-Zuwächse mit Hilfe der baumartenspezifischen Holz- und Rindendichte umgerechnet (vgl. Tab. 10 und Tab. 11).

Tab. 10: Spannen der Ertragspotenziale der Haupt- und Nebenbaumarten

Baumart	durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren [DGZ 100]				Ertragstafel von:
	Ertragspotential der Ertragsklasse I für Stammholz mit Rinde $E_{\max(\text{Phyto})}$		Ertragspotential der schlechtesten Ertragsklasse für Stammholz mit Rinde $E_{\min(\text{Phyto})}$		
	[m³ ha⁻¹ a⁻¹]	[t TS ha⁻¹ a⁻¹]	[m³ ha⁻¹ a⁻¹]	[t TS ha⁻¹ a⁻¹]	
Gemeine Kiefer	7,8	3,1	2,0	0,8	WIEDEMANN 1943 (in SCHÖBER 1974)
Gemeine Fichte	12,0	4,9	7,5	3,2	WIEDEMANN 1936 (in SCHÖBER 1974)
Berg-/ Schwarzkiefer	1,5	0,7	1,5	0,7	geschätzt

Baumart	durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren [DGZ 100]				Ertragstafel von:
	Ertragspotential der Ertragsklasse I für Stammholz mit Rinde E _{max(Phyto)}		Ertragspotential der schlechtesten Ertragsklasse für Stammholz mit Rinde E _{min(Phyto)}		
	[m³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	[m³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	
Weiß-Tanne		3,5		3	SCHOBER 1967 (in SCHOBER 1974)
Europ. Lärche		2,5		2	SCHOBER 1967 (in SCHOBER 1974)
Rotbuche	7,8	4,9	3,7	2,4	SCHOBER 1967 (in SCHOBER 1974)
Stiel- und Trauben-Eiche	6,7	4,0	2,1	1,4	JÜTTNER 1955 (in SCHOBER 1974)
Erle	8,0	4,3	4,5	2,5	MITCHERLICH (in SCHOBER 1974)
Birke, alle Arten	4,9	2,8	3,6	2,1	SCHWAPPACH 1929 (in SCHOBER 1974)
Weiden, alle Arten	5,0	2,3	3,4	1,6	SCHOBER 1974
Ulme, alle Arten		4,8		3	BAUER 1953
Esche	6,2	3,7	4,1	2,5	WIMMENAUER 1919
Eberesche		2,1		1,6	ERTELT 1952
Linde, alle Arten	8,8	5,2	5,0	3,0	BÖCKMANN 1990
Ulme		4,0		2,8	SCHOBER 1987
Ahorn		3,5		2,5	SCHOBER 1987
Pappeln, Espe	13,2	4,5	3,0	1,1	KNAPP 1973
Hainbuche		5,6		2,5	SCHOBER 1987

Verbleibt die Rinde im Bestand und wird nicht abtransportiert, muss der Anteil entsprechend Tab. 11 wieder herausgerechnet werden.

Tab. 11: Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masse-Verhältnisse

Baumart	Dichte von Stammholz	Dichte von Rinde	Verhältnis von Rinde zu Stammholz
	[t m ⁻³ atro]	[t m ⁻³ atro]	[t t ⁻¹]
Kiefer	0,476	0,32	0,17
Fichte	0,455	0,28	0,17
Bergkiefer	0,476	0,32	0,17
Rotbuche	0,667	0,43	0,08
Stiel- und Trauben-Eiche	0,714	0,44	0,20
Erle	0,625	0,33	0,20
Birke	0,625	0,42	0,20
Weiden, alle Arten	0,526	0,23	0,20

Die Abschätzung des Trockenmasseertrages bei extensiver Grünlandnutzung (vgl. Tab. 12) in Anlehnung an KLAPP (1965) ist in SCHLUTOW (2001) hergeleitet (siehe auch NAGEL, SCHLUTOW et al. 2008). Dabei wird berücksichtigt, dass von einer regelmäßigen Mäh- und/oder Weidenutzung ausgegangen werden muss, ansonsten würde sich die Grünlandvegetation rasch bewalden.

Tab. 12: Spannen der Ertragspotenziale der verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen/halbnatürlichen Ökosysteme

Vegetationstyp	Trockenmasseertrag bei extensiver Grünlandnutzung [t TS/(ha a)]	
	$E_{\min(\text{Phyto})}$	$E_{\max(\text{Phyto})}$
Magerrasen	0,5	2,5

Vegetationstyp	Trockenmasseertrag bei extensiver Grünlandnutzung [t TS/(ha a)]	
	$E_{\min(\text{Phyto})}$	$E_{\max(\text{Phyto})}$
Heiden	0,9	2,1
Kalktrockenrasen	0,8	1,4
Salzrasen	0,9	5,3
Nass- und Feuchtwiesen	0	1,6
Flutrasen	1,5	6
Frischwiesen/Frischweiden	2	3,5

3.4 Diskussion der Modelle und Schlussfolgerungen für die Anwendbarkeit auf eine FFH-Verträglichkeitsprüfung

3.4.1 Modell zur Ermittlung von Critical Loads

Empirische Critical Loads wurden bisher noch nicht in allen Klimaregionen, die in Deutschland anzutreffen sind, erhoben. Auch fehlt eine Vielzahl von Vegetationstypen, die in Deutschland jedoch charakteristisch für die FFH-Lebensraumtypen sind. Viele der Studien, in deren Auswertung die empirischen Critical Loads erhoben wurden, sind unter Standortbedingungen durchgeführt worden, die in Deutschland nicht typisch sind.

Der Einfache Massenbilanzansatz ist ein geochemisches Steady state-Modell, d.h. die mit diesem Ansatz ermittelten Critical Loads dienen der langfristigen Erhaltung harmonischer bodenchemischer Bedingungen für die Existenz der vorherrschenden Pflanzenart (i. d. R. der Hauptbaumart).

Dieser Ansatz reicht für die Anwendung auf die spezifische Aufgabenstellung der FFH-Verträglichkeitsprüfung aufgrund der Notwendigkeit der Einbeziehung von Pflanzengesellschaften nicht aus.

Da keine der vorgenannten Methoden (Empirische „Berner Liste“ und das SMB-Modell) für sich alleine ausreichend geeignet ist, die Verträglichkeit der Pflanzengesellschaften als maßgebliche Bestandteile der FFH-LRT bzw. Lebensräume im Untersuchungsgebiet zu ermitteln, wird im Folgenden zur Lösung der Aufgabenstellung das BERN-Modell in Kopplung mit dem DE-COMP-Modell angewendet. Dabei werden die Methoden der Einfachen Massenbilanz erweitert um den dynamischen Ansatz des BERN-Modells.

3.4.2 Ungenauigkeiten der Modelle und der Eingangsdaten

An dieser Stelle muss aber auch darauf hingewiesen werden, dass die Ermittlung von Critical Loads nach der oben beschriebenen Methode auf Eingangsdaten basiert, die auf Messungen an annähernd vergleichbaren Standorten, auf Expertenschätzungen oder auf alten Daten aus heute nicht mehr üblichen Messmethoden beruhen.

So sind fast alle Eingangsdaten mit einer gewissen Ungenauigkeit, bezogen auf den konkreten zu untersuchenden Einzelfall, behaftet. Dies ließe sich auch nicht mit aktuellen Messungen vor Ort umgehen, weil diese Ungenauigkeit insbesondere dann nicht auszuschließen ist, wenn nicht die unbedingte Erhaltung des Status quo (z. B. bei einem aktuellen Erhaltungszustand C), sondern die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes (von aktuell C wieder zu B bzw. A) das Erhaltungsziel ist. Der Critical Load wurde hier für einen angestrebten Referenzzustand, d. h. für den Erhaltungszustand B bzw. A ermittelt, der für den definierten geschützten Lebensraumtyp die Existenz einer stabilen standorttypischen Pflanzengesellschaft in ihren typischen Strukturen und Funktionen garantiert. In diesem Fall muss auf Referenzwerte zurückgegriffen werden, deren Übertragbarkeit auf den konkreten Standort naturgemäß mit Ungenauigkeiten verbunden ist, auch wenn dies nach bestem Wissen geschieht. Die BERN-Datenbank, die auf der Auswertung von bisher 17.500 Einzelstandortuntersuchungen in Deutschland beruht, bietet hierfür eine repräsentative Datenbasis, die den Ungenauigkeitsgrad soweit möglich reduziert.

Dazu kommt die Ungenauigkeit der Mess- und Modellierungsmethoden für die Deposition, die für die Ermittlung der Überschreitungsraten der Critical Loads ermittelt wird. Für ausgewählte, sehr gut untersuchte Level II-Standorte in Deutschland wurde 1999 eine standortgenaue Berechnung der Critical Loads sowie der aktuellen Überschreitungen und anschließend eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt (ARBEITSKREIS A DER BUND-LÄNDER-ARBEITSGRUPPE „LEVEL II“ 2000). Dabei wurde die durch die Ungenauigkeiten aller Eingangsparameterwerte verursachte Varianz der Critical Loads abgeschätzt. Die Schätzung erfolgte in Form von kumulativen Häufigkeitsverteilungskurven der Berechnungsergebnisse, die nach 1.000 Wiederholungen der Monte-Carlo-Analyse ermittelt wurden.

Bei Variation aller Eingangswerte in deren Ungenauigkeitsbereichen zeigte sich eine Gesamt-Varianz des Ergebnisses, die im Median aller 1.000 Wiederholungen 3 % zu hohe Werte auswies. Das heißt, der Critical Load wird in der Regel um 3 % unterschätzt. Diese niedrige Varianz kommt insbesondere dadurch zustande, dass einzelne Eingangsparameter positiv, andere negativ in die Critical Loads-Berechnung eingehen, so dass sich ihre Varianzen z.T. gegenseitig aufheben.

4 Bewertungsmaßstäbe

Der ermittelte Critical Load ist ein Vorsorgewert, bei dessen Einhaltung mit Sicherheit jegliche schädigende Wirkung ausgeschlossen werden kann. In der Regel besteht jedoch eine mehr oder weniger große Sicherheitstoleranz, innerhalb derer auch bei Überschreitungen des Critical Loads noch nicht mit erheblichen Beeinträchtigungen zu rechnen ist. Ob und vor allem wann bei seiner Überschreitung eine erhebliche Beeinträchtigung zu erwarten ist, ist im Einzelfall gutachterlich zu bewerten.

Es werden zurzeit naturschutzfachliche Erkenntnisse in der Wissenschaftlergemeinschaft mehr oder weniger einvernehmlich diskutiert, wonach geringfügige zusätzliche Schadstoffeinträge als Bagatelle zu beurteilen sind, wenn die Critical Loads durch die Vorbelastung bereits überschritten sind.

Auf der fachlichen Ebene bestehen konventionelle Vorschläge wie z. B. der von FÖA (LANDSCHAFTSPLANUNG FAUNISTISCH-ÖKOLOGISCHE ARBEITSGEMEINSCHAFT TRIER, 2009), der eine Erheblichkeitsschwelle der Zusatzbelastung bei 3% des Critical Loads vorschlägt. Sind diese überschritten, werden weitere Kriterien (betroffener Flächenanteil am LRT, funktionale Bedeutung und Besonderheit in Anlehnung an die Flächenbagatell-Vorschläge von LAMBRECHT u. TRAUTNER 2007) hinzugezogen.

Im Gutachten "Bewertung von Stickstoffeinträgen in FFH-Verträglichkeitsstudien" (KIELER INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE 2008, S. 36) ist dargelegt, dass N-Einträge, die den Critical Load bis 3% überschreiten, von konsultierten Fachleuten übereinstimmend als nicht signifikant verändernd eingestuft werden. Diese Bewertung wird von mir geteilt, da hierfür Erkenntnisse aus meiner laufenden - noch nicht veröffentlichten - Arbeit im Forschungs- und Entwicklungsvorhaben der Bundesanstalt für Straßenwesen (FUE-VORHABEN 84.0102/2009: „Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope“) sprechen.

Diese Irrelevanz-Schwelle wird dadurch untermauert, dass die Zusammenstellung empirischer Untersuchungen nur in einem Wirkungsbereich bis maximal 240m Entfernung vom Straßenrand einer Landstraße Wirkungen durch NO_x auf Vegetation nachweisen konnte (HICKS U. ASHMORE 2005, KIRCHNER et al 2006 (S.172)). Die Untersuchungen wurden an Landstraßen in ebenem und offenem Gelände durchgeführt, wo die Ausbreitung der straßenbürtigen Stickstoffverbindungen am weitesten wirkt. Modellergebnisse für die Ausbreitungsberechnung von NO_x an Straßen in ebenem offenen Gelände (AUSTAL 2000, CAR) ergaben, dass in 240 m Entfernung zum Fahr-

bahnrand einer Landstraße mit – wie in der Studie von HICKS U. ASHMORE 2005 angegeben - ca. 10 000-15 000 Kfz/Tag DTV (durchschnittlicher täglicher Verkehr) bereits weniger als 300 gN ha⁻¹ a⁻¹ straßenbürtiger Depositionen prognostiziert wurden. (Diese Modelle sind an Messwerten statistisch abgesichert und validiert.) Diese 0,3 kgN ha⁻¹ a⁻¹ entsprechen 3 % des niedrigsten anzunehmenden Critical Loads von 10 kg ha⁻¹ a⁻¹ für die empfindlichsten Wald- und Graslandökosysteme nach der Berner Liste der empirischen Critical Loads (vgl. Kap.3.1). Schließt man nun aus, dass im 240 m-Wirkbereich extrem empfindlichere Lebensraumtypen vorhanden sind (Hochmoore), dann ist die Annahme zulässig, dass bei einer zusätzlichen Belastung von 3 % des Critical Loads eine signifikante Wirkung auch bei konservativster Einschätzung der Empfindlichkeit (= worst case) ausgeschlossen werden kann.

Für ausgewählte, sehr gut untersuchte Level II-Standorte in Deutschland wurde 1999 eine standortgenaue Berechnung der Critical Loads für versauernde Stickstoff- und Schwefeleinträge (CL S+N) sowie der aktuellen Überschreitungen und anschließend eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt (ARBEITSKREIS A DER BUND-LÄNDER-ARBEITSGRUPPE „LEVEL II“ 2000). Dabei wurde die durch die Ungenauigkeiten aller Eingangsparameterwerte verursachte Varianz der CL S+N abgeschätzt. Die Schätzung erfolgte in Form von kumulativen Häufigkeitsverteilungskurven der Berechnungsergebnisse, die nach 1.000 Wiederholungen der Monte-Carlo-Analyse ermittelt wurden. Bei Variation aller Eingangswerte in deren Ungenauigkeitsbereichen zeigte sich eine Gesamt-Varianz des Ergebnisses, die im Median aller 1.000 Wiederholungen 3 % zu hohe Werte auswies. Das heißt, der Critical Load wird in der Regel um 3 % unterschätzt. Diese niedrige Varianz kommt insbesondere dadurch zustande, dass einzelne Eingangsparameter positiv, andere negativ in die Critical Loads-Berechnung eingehen, so dass sich ihre Varianzen z.T. gegenseitig aufheben. Aus diesen Ergebnissen lässt sich auch eine Bagatellschwelle von 3% bei Überschreitung des Critical Loads für Säureeinträge fachlich begründen.

Das am 14.4.2010 vom 9. Senat des Bundesverwaltungsgerichtes ergangene Urteil zur BAB 44 VKE 32 ergänzt die bisherige Rechtsprechung zur Bewertung von Stickstoffeinträgen in FFH-Gebiete dahingehend, dass trotz Überschreitung von Critical Loads in der Gesamtbelastung vergleichsweise kleine Zusatzbelastungen nicht zu erheblichen Beeinträchtigungen führen müssen, da in solchen Fällen das Vorhaben keinen signifikanten Ursachenbeitrag zur Gesamtstickstoffdeposition in einem FFH-Gebiet leistet. Es bestehe ein fachwissenschaftlicher Konsens – so der Senat – dass Zusatzbelastungen von nicht mehr als 3% den Rahmen der Verträglichkeit nicht verlassen. Soweit die Planfeststellungsbehörde demgegenüber von einer Bagatellschwelle von 10% ausgegangen sei, könne dem nicht zugestimmt werden.

5 Datengrundlagen

5.1 Abiotische Bestandteile der LRT

Vom Auftraggeber wurde der aktuellste Stand der Kartierung

- der Lebensraumtypen (KORTEMEIER BROKMANN, Dez. 2010)
- der Biotoptypen (KORTEMEIER BROKMANN, Dez. 2010)
- der Bodenformen (KORTEMEIER BROKMANN, Okt. 2010)

analog an uns übergeben.

Gemäß Klimaatlas Niedersachsen liegt die Jahresniederschlagssumme bei 700mm. Die Monate Juli und August sind die Monate mit den geringsten Niederschlägen bei 80 mm. Die mittlere wirkliche Lufttemperatur liegt bei 8,5 °C.

Die Bodenform beschreibt in der Legende den Bodentyp sowie den Hydromorphietyp (vgl. Tab. 13).

Tab. 13: Bodeneinheiten an den Standorten der relevanten LRT-Flächen

Beurteilungstyp	LRT	Boden
1	*91E0	Gley-Podsol
2	*91E0	Podsol-Pseudogley
3	*91E0	Pseudogley-Podsol
4	*91E0	Gley-Podsol
5	*91E0	Podsol-Pseudogley
6	*91E0	Pseudogley-Podsol
7	9160	Gley-Podsol
8	9160	Podsol-Pseudogley
9	9160	Pseudogley-Podsol
10	9190	Gley-Podsol
11	9190	Podsol-Pseudogley
12	9190	Pseudogley-Podsol

5.2 Vegetation der LRT

Aus der jeweiligen Biotoptypenbeschreibung (nach DRACHENFELS 2004) ergaben sich 12 Kombinationstypen aus Pflanzengesellschaft und Naturraumtyp, für die eine differenzierte Einzelfallprüfung des Critical Loads notwendig ist (vgl. Tab. 14).

Tab. 14: Vegetation der FFH-LRT im FFH-Gebiet Garnholt (nach DRACHENFELS 2004)

FFH-LRT	Beurteilungstyp	Biotoptyp	Artenkombination der Baumschicht	Artenkombination der Strauchschicht	Artenkombination der Krautschicht
*91E0	1, 2, 3	Erlen- und Eschenwald der Talniederungen (WET)	<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Sorbus aucuparia</i> <i>Alnus glutinosa</i> <i>Ribes nigrum</i> <i>Fraxinus excelsior</i> <i>Viburnum opulus</i> <i>Prunus padus</i>	<i>Carex elongata</i> <i>Carex paniculata</i> <i>Carex acutiformis</i> <i>Deschampsia cespitosa</i> <i>Mentha aquatica</i> <i>Filipendula ulmaria</i> <i>Caltha palustris</i> <i>Circaea lutetiana</i> <i>Dryopteris dilatata</i> <i>Milium effusum</i> <i>Crepis paludosa</i> <i>Iris pseudacorus</i>
*91E0	4, 5, 6	Erlen- und Eschen-Quellwald (WEQ)	<i>Alnus glutinosa</i> , <i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Prunus padus</i>	<i>Carex remota</i> , <i>Circaea alpina</i> , <i>Circaea x intermedia</i> , <i>Deschampsia cespitosa</i> , <i>Festuca gigantea</i> , <i>Impatiens noli-tangere</i> , <i>Lysimachia nemorum</i> , <i>Matteuccia struthiopteris</i> , <i>Poa remota</i> , <i>Ribes rubrum</i> , <i>Rumex sanguineus</i> , <i>Stellaria nemorum</i> , <i>Veronica montana</i> , <i>Cardamine amara</i> , <i>Carex pendula</i> , <i>Carex strigosa</i> ,

FFH-LRT	Beurteilungstyp	Biotoptyp	Artenkombination der Baumschicht	Artenkombination der Strauchschicht	Artenkombination der Krautschicht
					Chrysosplenium alternifolium, Chrysosplenium oppositifolium, Crepis paludosa, Equisetum sylvaticum, Equisetum telmateia, Geum rivale, Scirpus sylvaticus, Valeriana dioica
9160	7, 8, 9	Mesophiler Eichen-Hainbuchen-Mischwald feuchter basenärmerer Standorte (WCA)	Quercus robur, Carpinus betulus, Tilia cordata	Corylus avellana, Crataegus spp.	Anemone nemorosa, Dactylis polygama, Galium odoratum, Lamium galeobdolon, Melica uniflora, Milium effusum, Stellaria holostea, Viola reichenbachiana, Stachys sylvatica, Deschampsia cespitosa, Circaea lutetiana, Primula elatior, Ranunculus ficaria
9190	10, 11, 12	Eichen-Mischwald lehmig-frischer Sandböden des Tieflandes (WQL)	Quercus robur Betula pendula	Frangula alnus Ilex aquifolium	Deschampsia flexuosa Dryopteris carthusiana Holcus mollis Milium effusum Melampyrum pratense Molinia caerulea Polytrichum formosum Pteridium aquilinum Trientalis europaea Oxalis acetosella

5.3 Depositionen von Stickstoffverbindungen im Untersuchungsgebiet

Die deutschlandweite Erfassung von Stickstoff-Depositionen (Gauger et al. 2011 in Vorbereitung) enthält Daten für den nassen und trockenen sowie okkulten Eintrag von oxidiertem Stickstoff (NO_x) und reduziertem Stickstoff (NH_y) für die 9 Landnutzungsklassen (Strukturtypen/Ökosysteme):

(1) Wiesen und Weiden, (2) semi-natürliche Vegetation, (3) Dünen und Felsfluren etc., (4) Bebaute Gebiete, (5) Ackerland, (6) Laubwald, (7) Nadelwald, (8) Mischwald, (9) Gewässerflächen in hoher räumlicher Auflösung (1 x 1 km² Raster, 1 x 1 km² sub-grid Auflösung)

Folgende Methoden und Modelle wurden hierfür angewandt:

Gesamtdeposition = Nass- + Trocken- + Feuchtdeposition

Datenbasis und Modellierung:

- Nassdeposition (S- und N, Ca, K, Mg, Na, Cl, H; Cd, Pb):

Monitoring-Daten; Geostatistische Modellierung (Kriging-Technik)

- Trockendeposition (S- und N; Cd, Pb):

Emissionen, Meteorologie; Inferential-Modell (CTM LOTOS-EUROS/RCG)

- Trockendeposition (Ca, K, Mg, Na):

Monitoring-Daten, Meteorologie; Geostatistische Modellierung & Inferential-Modell

- Feuchtdeposition (S- und N, Ca, K, Mg, Na):

Monitoring-Daten, Meteorologie; Geostatistische Modellierung & Inferential-Modell

Die deutschlandweite Erfassung von Luftschadstoff-Depositionen (GAUGER et al. 2011, in Vorbereitung) enthält Daten für den nassen und trockenen sowie okkulten Eintrag von oxidiertem Stickstoff (NO_x), oxidierten Schwefelverbindungen (SO_x) und reduziertem Stickstoff (NH_y) im Raster von 1 x 1 km. Die Veröffentlichung des deutschen Datensatzes für 2007 im UBA-Informationssystem OSIRIS steht unmittelbar bevor. Jedoch wurden die noch unveröffentlichten Ergebnisse von GAUGER (2011) bereits an ÖKO-DATA übergeben. Daraus ergeben sich die Summen der Hintergrund-Depositionen 2007 (= Vorbelastung) im Untersuchungsgebiet wie folgt (vgl. Tab. 15).

Tab. 15: Hintergrunddepositionen 2007 (GAUGER et al. 2011)

BP	LRT	N-Vorbelastung 2007		S-Vorbelastung 2007	
		[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	[eq ha ⁻¹ a ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	[eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
1	*91E0	37,2	2657	8,8	549
2	*91E0	37,2	2657	8,8	549
3	*91E0	37,2	2657	8,8	549
4	*91E0	37,2	2657	8,8	549
5	*91E0	37,2	2657	8,8	549
6	*91E0	37,2	2657	8,8	549
7	9160	37,2	2657	8,8	549
8	9160	37,2	2657	8,8	549
9	9160	37,2	2657	8,8	549
10	9190	37,2	2657	8,8	549
11	9190	37,2	2657	8,8	549
12	9190	37,2	2657	8,8	549

Weitere Depositionen, die bei der Bestimmung der Critical Loads für versauernde Einträge zu berücksichtigen sind, enthält Tab. 16.

Tab. 16: Hintergrunddepositionen 2007 basischer Kationen und Chlorid-Ionen, jeweils seesalz-korrigiert (GAUGER ET AL. 2011)

BP	LRT	Hintergrunddeposition 2007				
		[eq ha ⁻¹ a ⁻¹]				
		Ca	K	Mg	Na	Cl
1	*91E0	229	223	243	1875	0
2	*91E0	229	223	243	1875	0
3	*91E0	229	223	243	1875	0
4	*91E0	229	223	243	1875	0
5	*91E0	229	223	243	1875	0
6	*91E0	229	223	243	1875	0
7	9160	229	223	243	1875	0
8	9160	229	223	243	1875	0
9	9160	229	223	243	1875	0
10	9190	229	223	243	1875	0
11	9190	229	223	243	1875	0
12	9190	229	223	243	1875	0

5.4 Erhaltungsziele

5.4.1 Rechtsverbindliche Vorgaben

Ein Managementplan für das FFH-Gebiet „Garnholt“ liegt derzeit noch nicht vor. Eine diesbezügliche Anfrage an das Landratsamt des Landkreises Ammerland, Amt für Umwelt und Wasserwirtschaft, wurde von Herrn Finke wie folgt beantwortet:

„Eine abschließende Beurteilung des Erhaltungszustandes kann meinerseits nicht durchgeführt werden. ... Ich schlage vor, bezüglich der Managementplanung des Forstplanungsamtes den endgültigen Entwurf abzuwarten.“ (Schreiben vom 8.2.2011).

Allgemeine Erhaltungsziele für die im Gebiet vorhandenen Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie sind folgende:

91E0 Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior*

- Erhaltung/Förderung naturnaher, feuchter bis nasser Erlen-, Eschen- und Weidenwälder aller Altersstufen in Quellbereichen, an Bächen und Flüssen mit einem naturnahen Wasserhaushalt, standortgerechten, autochthonen Baumarten, einem hohen Anteil an Alt- und Totholz, Höhlenbäumen sowie spezifischen Habitatsstrukturen (Flutrinnen, Tümpel, Verlichtungen) einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten

9190 Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit *Quercus robur*

- Erhaltung/Förderung naturnaher bzw. halbnatürlicher, strukturreicher Eichenmischwälder auf nährstoffarmen Sandböden mit allen Altersphasen in mosaikartigem Wechsel, mit standortgerechten, autochthonen Baumarten, einem hohen Anteil an Alt- und Totholz, Höhlenbäumen und vielgestaltigen Waldrändern einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten

9160 Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder (*Stellario-Carpinetum*)

- Erhaltung/Förderung naturnaher bzw. halbnatürlicher, strukturreicher Eichen-Hainbuchenmischwälder auf wechselfeuchten Standorten mit allen Altersphasen in mosaikartigem Wechsel, mit standortgerechten, autochthonen Baumarten, einem hohen Anteil an Alt- und Totholz, Höhlenbäumen und vielgestaltigen Waldrändern einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten

5.4.2 Ableitung der Schutzgüter für die Bestimmung von Belastbarkeitsgrenzen

Der Erhaltungszustand eines natürlichen Lebensraumes wird nach Art. 1 e) FFH-RL als „günstig“ erachtet, wenn die nachhaltige Sicherung folgender Kriterien gewährleistet wird: 1. charakteristisches Arteninventar, 2. Regenerierungsfähigkeit, 3. ökologische Funktionstüchtigkeit. Diese Kriterien lassen sich nur erfüllen, wenn eine naturnahe Vegetationsgesellschaft entwickelt wird, die unter den aktuellen bzw. angestrebten (vgl. Kap. 5.4.1) Standort- und Nutzungsbedingungen die besten Existenzmöglichkeiten hat, damit verbunden hohe Konkurrenzstabilität der Arten untereinander sowie volle Vitalität als Voraussetzung für das Selbstregenerationspotenzial. Bei einem aktuellen Erhaltungszustand „hervorragend“ (A) wäre die Zielgesellschaft i.d.R. identisch mit der aktuellen Vegetationsgesellschaft. Ein festgestellter Erhaltungszustand „gut“ (B) enthält mindestens noch die bestandsprägenden Arten des Lebensraumtyps in einer regenerierungsfähigen Struktur. Das heißt aber nicht zwingend, dass die Vegetation einer LRT-Fläche im aktuellen Erhaltungszustand „eingeschränkt“ (C) immer naturfremd wäre, da auch andere Kriterien zu einer Einstufung C geführt haben könnten. In jedem Fall ist es notwendig, eine Indikatorgesellschaft anzugeben, die einen günstigen Erhaltungszustand widerspiegelt. Also muss für alle LRT-Flächen, ausgehend von der aktuellen Vegetation die naturnahe Gesellschaft gesucht werden (mittels BERN-Modell), die auf dem Standort in Zukunft ihr Optimum ausprägen kann und gleichzeitig der aktuellen Vegetation am ähnlichsten ist (siehe Kap. 5.2), d. h. sich selbst aus

dem vorhandenen Genpotenzial entwickeln kann. Für diese Zielgesellschaft (Tab. 17) wird nun wie folgt der Critical Load berechnet (Kap. 6.2).

Tab. 17: Entwicklungsziel der Vegetation in den LRT-Teilflächen zur Erhaltung/Herstellung eines günstigen Erhaltungszustandes auf der Basis der aktuellen Biotoptypen-Kartierung

ID	LRT	Boden	Biotoptyp	Pflanzengesellschaft im günstigen Erhaltungszustand (Zielgesellschaft)
1	*91E0	Gley-Podsol	WET	Pruno-Fraxinetum OBERD 53
2	*91E0	Podsol-Pseudogley	WET	Pruno-Fraxinetum OBERD 53
3	*91E0	Pseudogley-Podsol	WET	Pruno-Fraxinetum OBERD 53
4	*91E0	Gley-Podsol	WEQ	Carici remotae-Alnus glutinosa-Gesellschaft
5	*91E0	Podsol-Pseudogley	WEQ	Carici remotae-Alnus glutinosa-Gesellschaft
6	*91E0	Pseudogley-Podsol	WEQ	Carici remotae-Fraxinetum W. KOCH 1926 ex FAB. 1937
7	9160	Gley-Podsol	WCA	Stellario holostae-Carpinetum betuli (Stachys- Subass.) OBERD. 1957
8	9160	Podsol-Pseudogley	WCA	Stellario holostae-Carpinetum betuli (Stachys- Subass.) OBERD. 1957
9	9160	Pseudogley-Podsol	WCA	Stellario holostae-Carpinetum betuli (Stachys- Subass.) OBERD. 1957
10	9190	Gley-Podsol	WQL	Violo-Quercetum roboris (Molinia-Subass.) Oberd. 57
11	9190	Podsol-Pseudogley	WQL	Violo-Quercetum roboris (Molinia-Subass.) Oberd. 57
12	9190	Pseudogley-Podsol	WQL	Violo-Quercetum roboris (Pteridium-Subass.) Oberd. 57

6 Ergebnisse der Einzelfallprüfung

6.1 Critical Limits für die maßgeblichen Bestandteile der LRT

Da die Critical Loads darauf ausgerichtet sind, dass ein günstiger Erhaltungszustand erhalten bzw. wieder hergestellt werden kann, sind bei ihrer Berechnung die kritischen Schwellenwerte (Critical Limits) einzusetzen, die den Grenzen des harmonischen naturidentischen Möglichkeitsraumes der maßgeblichen abiotischen Bestandteile für die Existenz einer naturnahen Vegetationsgesellschaft innerhalb des definierten geschützten Lebensraumtyps entsprechen. Damit soll gewährleistet werden, dass die ökologische Nische einer naturnahen/halbnatürlichen Pflanzengesellschaft nicht verlassen bzw. wieder hergestellt wird. Ist der aktuelle Erhaltungszustand nicht mehr günstig, so wird die Wiederherstellung einer ökologischen Nische angestrebt, die entsprechend dem aktuell vorhandenen Entwicklungspotenzial und mit vernünftigem Aufwand erreichbar ist.

Folgende Belastbarkeitsschwellen (= Critical Limits) werden zur Berechnung des Critical Loads für die Sicherung eines stabilen multifunktionalen Zielzustandes in Ansatz gebracht (vgl. Tab. 18):

Tab. 18: Bodenabhängige Critical Limits zur Berechnung des Critical Loads für die Sicherung eines stabilen multifunktionalen Zielzustandes der LRT

Beurteilungstyp	LRT	Bodenform	pH-Wert (CaCl ₂)	C/N _{(min)geo}	C/N _{(max)geo}
			[-]	[-]	[-]
1	*91E0	Gley-Podsol	≥3,2	≥15	≤35
2	*91E0	Podsol-Pseudogley	≥3,2	≥10	≤25
3	*91E0	Pseudogley-Podsol	≥3,2	≥15	≤35
4	*91E0	Gley-Podsol	≥3,2	≥15	≤35
5	*91E0	Podsol-Pseudogley	≥3,2	≥10	≤25
6	*91E0	Pseudogley-Podsol	≥3,2	≥15	≤35

7	9160	Gley-Podsol	$\geq 3,2$	≥ 15	≤ 35
8	9160	Podsol-Pseudogley	$\geq 3,2$	≥ 10	≤ 25
9	9160	Pseudogley-Podsol	$\geq 3,2$	≥ 15	≤ 35
10	9190	Gley-Podsol	$\geq 3,2$	≥ 15	≤ 35
11	9190	Podsol-Pseudogley	$\geq 3,2$	≥ 10	≤ 25
12	9190	Pseudogley-Podsol	$\geq 3,2$	≥ 15	≤ 35

Zum Anderen sind pflanzenphysiologische Belastbarkeitsschwellen (= Critical Limits) einzuhalten (vgl. Tab. 19).

Tab. 19: Kritische Schwellenwerte der Pflanzengesellschaften gegenüber Versauerung und Eutrophierung

Beur- tel- lungs- typ	LRT	Vegetationsgesellschaft im Zielzustand	C/N- Ver- hält- nis	Basen- sätti- gung	Verhält- nis basi- scher Nährka- tionen zu Stickstof- fionen Bc/N	Verhält- nis basi- scher Nährka- tionen zu Alumini- umionen B _a /Al	N-Kon- zentra- tion im Boden- wasser N
			C/N (min) phyto [-]	BS [%]	[-]	[-]	[mg l ⁻¹]
1	*91E0	Pruno-Fraxinetum OBERD 53	≥11	≥32	≥0,7	≥2	≤2,8
2	*91E0	Pruno-Fraxinetum OBERD 53	≥11	≥32	≥0,7	≥2	≤2,8
3	*91E0	Pruno-Fraxinetum OBERD 53	≥11	≥32	≥0,7	≥2	≤2,8
4	*91E0	Carici remotae-Alnus glutinosa- Gesellschaft	≥13	≥40	≥0,7	≥2	≤3
5	*91E0	Carici remotae-Alnus glutinosa- Gesellschaft	≥13	≥40	≥0,7	≥2	≤3
6	*91E0	Carici remotae-Fraxinetum W. KOCH 1926 ex FAB. 1937	≥13	≥45	≥0,7	≥2	≤3
7	9160	Stellario holosteae-Carpinetum betu- li (Stachys- Subass.) OBERD. 1957	≥14,2	≥28	≥0,7	≥1	≤1,2
8	9160	Stellario holosteae-Carpinetum betu- li (Stachys- Subass.) OBERD. 1957	≥14,2	≥28	≥0,7	≥1	≤1,2
9	9160	Stellario holosteae-Carpinetum betu- li (Stachys- Subass.) OBERD. 1957	≥14,2	≥28	≥0,7	≥1	≤1,2
10	9190	Violo-Quercetum roboris (Molinia- Subass.) Oberd. 57	≥21,5	≥10	≥0,7	≥0,6	≤2
11	9190	Violo-Quercetum roboris (Molinia- Subass.) Oberd. 57	≥21,5	≥10	≥0,7	≥0,6	≤2
12	9190	Violo-Quercetum roboris (Pteris- dium-Subass.) Oberd. 57	≥21,5	≥10	≥0,7	≥0,6	≤2

Basensättigung = V-Wert nach MEIWES

Bc/Al = Verhältnis von basischen Kationen (Kalzium + Magnesium + Kalium) zu Aluminium in der Wurzelzone (mval/mval)

C/N = Verhältnis von Kohlenstoff- zu Stickstoff im Oberboden (mval/mval)

Bc/N = Verhältnis von basischen Kationen (Kalzium + Magnesium + Kalium) zu Stickstoff im Oberboden (mval/mval)

Wenn für Boden und Pflanzen das gleiche Grenzkriterium, aber mit unterschiedlichen Werten gilt, so wird der jeweils strengere Wert als Critical Limit in die Formeln für die Berechnung der Critical Loads (siehe Kap. 3.3.1) eingesetzt.

6.2 Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung

Die folgenden Tabellen zeigen die Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den eutrophierenden Einfluss von Stickstoff (Tab. 20) sowie für den versauernden Einfluss von Stickstoff (Tab. 21) unter Berücksichtigung der in Kap. 6.1 genannten Critical Limits.

Tab. 20: Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den eutrophierenden Einfluss von Stickstoff ($CL_{nut}N$)

Beurteilungstyp	LRT	Bodenform	Biotoptyp	Pflanzengesellschaft im günstigen Erhaltungszustand (Zielgesellschaft)	N_{upt}	$N_{le} (acc)$	$N_i (acc)$	N_{de}	$CL_{nut}(N)$
					[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]				
1	*91E0	Gley-Podsol	WET	Pruno-Fraxinetum OBERD 53	4,06	3,5	1,2	4,74	13,5
2	*91E0	Podsol-Pseudogley	WET	Pruno-Fraxinetum OBERD 53	4,59	3,5	1,4	3,56	13,1
3	*91E0	Pseudogley-Podsol	WET	Pruno-Fraxinetum OBERD 53	3,90	3,5	1,2	3,56	12,2
4	*91E0	Gley-Podsol	WEQ	Carici remotae-Alnus glutinosa-Gesellschaft	3,59	3,8	1,2	4,99	13,6
5	*91E0	Podsol-Pseudogley	WEQ	Carici remotae-Alnus glutinosa-Gesellschaft	4,48	3,8	2,0	3,73	14,0
6	*91E0	Pseudogley-Podsol	WEQ	Carici remotae-Fraxinetum W. KOCH 1926 ex FAB. 1937	3,90	3,8	1,2	3,73	12,6
7	9160	Gley-Podsol	WCA	Stellario holostaeae-Carpinetum betuli (Stachys- Subass.) OBERD. 1957	5,44	1,5	1,2	2,72	10,9
8	9160	Podsol-Pseudogley	WCA	Stellario holostaeae-Carpinetum betuli (Stachys- Subass.) OBERD. 1957	6,95	1,4	1,6	2,13	12,1
9	9160	Pseudogley-Podsol	WCA	Stellario holostaeae-Carpinetum betuli (Stachys- Subass.) OBERD. 1957	5,00	1,5	1,2	2,22	9,9
10	9190	Gley-Podsol	WQL	Violo-Quercetum roboris (Molinia-Subass.) Oberd. 57	5,74	2,5	2,0	3,73	14,0
11	9190	Podsol-Pseudogley	WQL	Violo-Quercetum roboris (Molinia-Subass.) Oberd. 57	7,60	2,5	3,1	2,89	16,2
12	9190	Pseudogley-Podsol	WQL	Violo-Quercetum roboris (Pteridium-Subass.) Oberd. 57	5,19	2,5	2,0	2,89	12,6

$CL_{nut}N$ = Critical Load für eutrophierenden Stickstoffeintrag

N_{upt} = Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation und Entzug durch Ernte

$N_{i(acc)}$ = akzeptable Gesamt-Immobilisierungsrate

$N_{le(acc)}$ = tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser

N_{de} = Denitrifikationsrate von Stickstoff in die Atmosphäre

Tab. 21: Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den versauernden Einfluss von Stickstoff ($CL(S+N)$)

Beurteilungstyp	LRT	Bodenform	Biotoptyp	Pflanzengesellschaft im günstigen Erhaltungszustand (Zielgesellschaft)	PS	BC_{we}	BC_{upt}	$CL(S+N)$
					m ³ a ⁻¹	eq ha ⁻¹ a ⁻¹		
1	*91E0	Gley-Podsol	WET	Pruno-Fraxinetum OBERD 53	1260	250	414	3623
2	*91E0	Podsol-Pseudogley	WET	Pruno-Fraxinetum OBERD 53	1260	297	518	3615
3	*91E0	Pseudogley-Podsol	WET	Pruno-Fraxinetum OBERD 53	1260	250	398	3544
4	*91E0	Gley-Podsol	WEQ	Carici remotae-Alnus glutinosa-Gesellschaft	1260	250	366	3656

Beurteilungstyp	LRT	Bodenform	Biotoptyp	Pflanzengesellschaft im günstigen Erhaltungszustand (Zielgesellschaft)	PS	BC _{we}	BC _{upt}	CL (S+N)
					m ³ a ⁻¹	eq ha ⁻¹ a ⁻¹		
5	*91E0	Podsol-Pseudogley	WEQ	Carici remotae-Alnus glutinosa-Gesellschaft	1260	297	850	3287
6	*91E0	Pseudogley-Podsol	WEQ	Carici remotae-Fraxinetum W. KOCH 1926 ex FAB. 1937	1260	250	398	3556
7	9160	Gley-Podsol	WCA	Stellario holostaeae-Carpinetum betuli (Stachys- Subass.) OBERD. 1957	1260	250	465	3527
8	9160	Podsol-Pseudogley	WCA	Stellario holostaeae-Carpinetum betuli (Stachys- Subass.) OBERD. 1957	1260	297	664	3535
9	9160	Pseudogley-Podsol	WCA	Stellario holostaeae-Carpinetum betuli (Stachys- Subass.) OBERD. 1957	1260	250	476	3449
10	9190	Gley-Podsol	WQL	Violo-Quercetum roboris (Molinia- Subass.) Oberd. 57	1260	250	451	3634
11	9190	Podsol-Pseudogley	WQL	Violo-Quercetum roboris (Molinia- Subass.) Oberd. 57	1260	297	597	3702
12	9190	Pseudogley-Podsol	WQL	Violo-Quercetum roboris (Pteridium-Subass.) Oberd. 57	1260	250	407	3579

CL(S+N) = Critical Load für versauernden Stickstoff- und Schwefeleintrag

BC_{we} = Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung

BC_{upt} = Netto-Aufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation

PS = Sickerwasserrate (Jahresniederschlag minus Verdunstungsrate und Abfluss)

6.3 Überschreitungen der Critical Loads durch die Vorbelastung

Die Berechnung der Überschreitungen der Critical Loads (vgl. Tab. 22 und Tab. 23) durch die Vorbelastung im Jahre 2007 erfolgt durch einfache Subtraktion der Deposition (vgl. Kap.5.3) minus Critical Load des LRT (vgl. Kap.6.2).

Tab. 22: Überschreitungen der Critical Loads für den eutrophizierenden N-Eintrag durch die Vorbelastung 2007

ID	LRT	Boden	Biotoptyp	Pflanzengesellschaft im günstigen Erhaltungszustand (Zielgesellschaft)	CL _{nut} N [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]	Vorbelastung 2007 [kgN ha ⁻¹ a]	Überschreitung durch Vorbelastung 2007 [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]
1	*91E0	Gley-Podsol	WET	Pruno-Fraxinetum OBERD 53	13,5	37,2	23,68
2	*91E0	Podsol-Pseudogley	WET	Pruno-Fraxinetum OBERD 53	13,1	37,2	24,09
3	*91E0	Pseudogley-Podsol	WET	Pruno-Fraxinetum OBERD 53	12,2	37,2	25,01
4	*91E0	Gley-Podsol	WEQ	Carici remotae-Alnus glutinosa-Gesellschaft	13,6	37,2	23,64
5	*91E0	Podsol-Pseudogley	WEQ	Carici remotae-Alnus glutinosa-Gesellschaft	14,0	37,2	23,26
6	*91E0	Pseudogley-Podsol	WEQ	Carici remotae-Fraxinetum W. KOCH 1926 ex FAB. 1937	12,6	37,2	24,59
7	9160	Gley-Podsol	WCA	Stellario holostaeae-Carpinetum betuli (Stachys- Subass.) OBERD. 1957	10,9	37,2	26,33
8	9160	Podsol-Pseudogley	WCA	Stellario holostaeae-Carpinetum betuli	12,1	37,2	25,16

ID	LRT	Boden	Biotop- typ	Pflanzengesellschaft im günstigen Erhaltungszustand (Zielgesellschaft)	CL _{Nut} N [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]	Vorbelastung 2007 [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]	Überschreitung durch Vorbelastung 2007 [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]
				(Stachys- Subass.) OBERD. 1957			
9	9160	Pseudogley-Podsol	WCA	Stellario holostaeae-Carpinetum betuli (Stachys- Subass.) OBERD. 1957	9,9	37,2	27,27
10	9190	Gley-Podsol	WQL	Violo-Quercetum roboris (Molinia- Subass.) Oberd. 57	14,0	37,2	23,19
11	9190	Podsol-Pseudogley	WQL	Violo-Quercetum roboris (Molinia- Subass.) Oberd. 57	16,2	37,2	21,06
12	9190	Pseudogley-Podsol	WQL	Violo-Quercetum roboris (Pteridium- Subass.) Oberd. 57	12,6	37,2	24,58

Tab. 23: Überschreitungen der Critical Loads für den versauernden N- und S-Eintrag durch die Hintergrundbelastungen

ID	LRT	Boden	Bio- toptyp	Pflanzengesellschaft im günstigen Erhaltungszustand (Zielgesellschaft)	CL S+N [eq S+N ha ⁻¹ a ⁻¹]	Vorbelastung 2007 [eq S+N ha ⁻¹ a ⁻¹]	Überschreitung durch Vorbelastung 2007 [eq S+N ha ⁻¹ a ⁻¹]
1	*91E0	Gley-Podsol	WET	Pruno-Fraxinetum OBERD 53	3623	3206	-417
2	*91E0	Podsol-Pseudogley	WET	Pruno-Fraxinetum OBERD 53	3615	3206	-409
3	*91E0	Pseudogley-Podsol	WET	Pruno-Fraxinetum OBERD 53	3544	3206	-338
4	*91E0	Gley-Podsol	WEQ	Carici remotae-Alnus glutinosa- Gesellschaft	3656	3206	-450
5	*91E0	Podsol-Pseudogley	WEQ	Carici remotae-Alnus glutinosa- Gesellschaft	3287	3206	-81
6	*91E0	Pseudogley-Podsol	WEQ	Carici remotae-Fraxinetum W. KOCH 1926 ex FAB. 1937	3556	3206	-350
7	9160	Gley-Podsol	WCA	Stellario holostaeae-Carpinetum betuli (Stachys- Subass.) OBERD. 1957	3527	3206	-321
8	9160	Podsol-Pseudogley	WCA	Stellario holostaeae-Carpinetum betuli (Stachys- Subass.) OBERD. 1957	3535	3206	-329
9	9160	Pseudogley-Podsol	WCA	Stellario holostaeae-Carpinetum betuli (Stachys- Subass.) OBERD. 1957	3449	3206	-243
10	9190	Gley-Podsol	WQL	Violo-Quercetum roboris (Molinia- Subass.) Oberd. 57	3634	3206	-428
11	9190	Podsol-Pseudogley	WQL	Violo-Quercetum roboris (Molinia- Subass.) Oberd. 57	3702	3206	-496
12	9190	Pseudogley-Podsol	WQL	Violo-Quercetum roboris (Pteridium- Subass.) Oberd. 57	3579	3206	-373

6.4 Kumulative und Wechselwirkungen

Eine diesbezügliche Anfrage an das Landratsamt des Landkreises Ammerland, Amt für Umwelt und Wasserwirtschaft, wurde von Herrn Finke wie folgt beantwortet:

„Es gibt keine weiteren Pläne und Projekte im Umfeld des FFH-Gebietes die im Zusammenwirken mit dem Bau der A 20 zu erheblichen Beeinträchtigungen der Erhaltungsziele des FFH-Gebietes führen können.“ (Schreiben vom 8.2.2011).

7 Zusammenfassung

Mit der Inbetriebnahme der A 20 wird es in deren Umfeld und im Bereich des geplanten Autobahndreiecks der Bundesautobahnen A20/A28 verkehrsbedingt zu erhöhten Stickstoffemissionen kommen. Da der Bauabschnitt 1 der Küstenautobahn A20 von Westerstede bis Drochtersen am nördlichen Rand des FFH-Gebietes „Garnholt“ verläuft sind mögliche Auswirkungen auf dessen Erhaltungszustand zu untersuchen.

Das FFH-Gebiet „Garnholt“ weist die Lebensraumtypen (LRT) 9190 (alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit *Quercus robur*), LRT 9160 (Sternmieren-Hainbuchenwald) und LRT 91E0 (Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior*) aus. Für jeden dieser Lebensraumtypen wurden die charakteristischen Pflanzengesellschaften bestimmt, die für den Erhalt des LRT maßgebend sind und damit den zu erreichenden oder zu schützenden Zielzustand indizieren. Dies sind die standorttypischen naturnahen Gesellschaften, die dem Referenzzustand des Standortes (im Klimax) entsprechen.

Die Verträglichkeit dieser Zielgesellschaften gegenüber N-Einträgen wurde geprüft, um Auswirkungen zusätzlicher N-Belastungen abschätzen zu können und das Erhaltungsziel des FFH-Gebietes (günstiger Zustand) zu sichern.

Die Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads, CL) für eutrophierende Stickstoffeinträge ($CL_{nut}N$) sowie für die versauernd wirkenden Stickstoff- und Schwefeleinträge ($CL\ S+N$) wurden mit Hilfe eines Modells ermittelt, das die international erprobten Methoden (empirische CL nach „Berner Liste“ sowie Massenbilanzmethode) miteinander kombiniert und eine Erweiterung um pflanzenspezifische Schwellenwerte (Critical Limits) vornimmt (BERN-Modell).

Für den LRT 91E0 mit dem Biotoptyp „Erlen- und Eschenwald der Talniederungen (WET)“ auf den hydromorphen mineralischen Standorten (Gley-Podsol, Podsol-Pseudogley und Pseudogley-Podsol) beträgt der ermittelte $CL_{nut}N$ von 12,2 bis 13,5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und der $CL(S+N)$ von 3544 bis 3623 eq S+N ha⁻¹ a⁻¹; für den LRT 91E0 mit dem Biotoptyp „Erlen- und Eschen-Quellwald (WEQ)“ beträgt der $CL_{nut}N$ von 12,6 bis 14,0 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und der $CL(S+N)$ von 3287 bis 3656 eq S+N ha⁻¹ a⁻¹.

Die ermittelten Critical Loads für den LRT 9160 mit dem Biotoptyp „Mesophiler Eichen-Hainbuchen-Mischwald feuchter basenärmerer Standorte (WCA)“ auf den hydromorphen mineralischen Standorten (Gley-Podsol, Podsol-Pseudogley und Pseudogley-Podsol) liegen für $CL_{nut}N$ von 9,9 bis 12,1 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und für $CL(S+N)$ von 3449 bis 3527 eq S+N ha⁻¹ a⁻¹.

Die Critical Loads für den LRT 9190 mit dem Biotoptyp „Eichen-Mischwald lehmig-frischer Sandböden des Tieflandes (WQL)“ wurden auf den hydromorphen mineralischen Standorten (Gley-Podsol, Podsol-Pseudogley und Pseudogley-Podsol) für $CL_{nut}N$ von 12,6 bis 16,2 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und für $CL(S+N)$ von 3579 bis 3702 eq S+N ha⁻¹ a⁻¹ ermittelt.

Werden die für die einzelnen Lebensraumtypen ausgewiesenen Belastungsgrenzen mit den sich aus der aktuellen (2007) Hintergrundbelastung (ohne zusätzliche verkehrsbedingte Einträge) ergebenden Belastung verglichen, zeigen sich sehr divergierende Ergebnisse:

Auf keiner der untersuchten LRT-Flächen wird durch die Vorbelastung 2007 der Critical Load für versauernde Einträge ($CL\ S+N$) überschritten.

Jedoch wird auf allen LRT-Flächen im FFH-Gebiet der Critical Load für eutrophierenden Stickstoff ($CL_{nut}N$) bereits durch die Vorbelastung 2007 überschritten, wobei die Einträge teilweise mehr als das Dreifache der ökologischen Belastungsgrenzen $CL_{nut}N$ betragen.

Quellen:

- ACHERMANN, B. & R. BOBBINK (Eds.) (2003): Empirical critical loads for nitrogen: Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Environmental Documentation 164, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape.
- AG FFH-VERTRÄGLICHKEITSPRÜFUNG (1999): Handlungsrahmen für die FFH-Verträglichkeitsprüfung in der Praxis. Natur und Landschaft. 74 (2).
- AMBERGER, A. (1988): Pflanzenernährung – Ökologische und physiologische Grundlagen, Dynamik und Stoffwechsel der Nährelemente. 3. Aufl., Ulmer Stuttgart, S. 118 ff.
- AMTSBLATT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN L 206, (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.
- BAUMANN, W., BIEDERMANN, U., BREUER, W., HERBERT, M., KALLMANN, J., RUDOLF, E., WEIHRICH, D., WEYRATH, U., WINKELBRANDT, A. (1999): Naturschutzfachliche Anforderungen an die Prüfung von Projekten und Plänen nach § 19c und § 19d BNatSchG (Verträglichkeit, Unzulässigkeit, Ausnahmen). – Natur und Landschaft 11, 463-472.
- BEESE F (1984): Raumzeitliche Muster des N-Umsatzes und N-Transportes in sauren Waldböden. Unveröffentlichter Bericht
- BEESE F (1986): Parameter des Stickstoffumsatzes in Ökosystemen mit Böden unterschiedlicher Acidität. Göttinger Bodenkdl Ber 90, 1–344
- BEGON, M. E., HARPER, J. L., TOWNSEND, C. R. (1998): Ökologie, Spektrum, Berlin.
- BELYAZID, S. (2006): Dynamic modelling of biogeochemical processes in forest ecosystems. Doctoral Thesis. Lund Institut of Technology, Lund University, Sweden, p. 19-24
- BFN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2004): Bewertungsschemata für Lebensraumtypen nach Anhang I FFH-Richtlinie. www.bfn.de/03/030306.htm
- BLOCK, J. (1994): Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser aus Waldökosystemen, Wirkungskomplex Stickstoff und Wald. IMA-Querschnittseminar, UBA Berlin
- BLUME H-P, BRÜMMER G (1991): Prediction of heavy metal behavior in soil by means of simple field-tests. Z Ecotoxicol Environ Savety 22:164–174
- BLUME H-P, SCHIMMIG C G, ZINCK M (1989): Wasser-, Nähr- und Schadstoffdynamik charakteristischer Böden Schleswig-Holsteins. Forschungsbericht BMFT, 03-7311-7
- BOBBINK R, ACHERMANN B (2002) (Hrsg.): Empirical Critical Loads for Nitrogen. Proceedings of the Expert workshop in Berne 11-13 November 2002. Environmental Documentation No. 164 - Air (Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL)
- BOILLOT, F., VIGNAULT, M.-P., DE BENITO, J. M. (1997): Process for assessing national lists of proposed sites of community interest (pSCI) at biogeographical level. Natur und Landschaft 72, Heft 11, S. 474 - 476.
- BREDEMEIER M (1987): Stoffbilanzen, interne Protonenproduktion und Gesamtsäurebelastung des Bodens in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Rh. A, Bd 33
- BÜCKING W (1975): Nährstoffgehalte in Gewässern aus standörtlich verschiedenen Waldgebieten Baden-Württembergs. Mitteilung des Vereins für forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung 24:48–67
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2002): Das neue Bundesnaturschutzgesetz, Berlin
- BURMEISTER, J. (2004): Zur Prüfung der Erheblichkeit von Beeinträchtigungen der Natura-2000-Gebiete gemäß § 34 BNatSchG im Rahmen einer FFH-Verträglichkeitsprüfung (LANA-Empfehlungen). - Natur und Recht Jg. 26, H. 05/04: 296-303.
- BURROWS, C. J. (1990): Processes of vegetation change, Unwin Hyman, London.
- CALLAWAY, R. M. (1995): Positive interactions among plants. Bot. Rev. 61: 306-349.
- CASSENS-SASSE E (1987): Witterungsbedingte saisonale Versauerungsschübe im Boden zweier Waldökosysteme. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/ Waldsterben, Rh. A, Bd. 30
- CLEMENTS, F. E. (1916): Plant succession. Carnegie Institute Washington Publication #242 controlled by forest floor C/N ratio. Environmental Pollution 102: 403-407.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2001a): Mittlere monatliche Niederschlagsmengen für die Monate Januar-Dezember aus dem Zeitraum 1971-2000. Rasterdatei

- DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2001b): Mittlere Tagesmitteltemperatur der Referenzperiode 1971-2000 für Sommer und Winter. Rasterdatei
- DEVRIES W (1991) Methodologies for the assessment and mapping of the Critical Loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. Wageningen 46
- DEVRIES W, J KROS, G J REINDS, W WAMELINK, J MOL, H VAN DOBBEN, R BOBBINK, B EMMETT, S SMART, C EVANS, A SCHLUTOW, P KRAFT, S BELYAZID, HU SVERDRUP, A VAN HINSBERG, M POSCH AND JP HETTELINGH, 2007: Developments in modelling critical nitrogen loads for terrestrial ecosystems in Europe. Wageningen, the Netherlands, Alterra Green World Research, Report 1382, 206 pp.
- DEVRIES, W., HOL, A., TJALMA, S., VOOGD, J. C. (1990): Amounts and turnover rates of elements in forest ecosystems: A literature study. Winand Staring Center Report. Wageningen, the Netherlands
- DEVRIES, W., KROS, H., REINDS, G. J., VAN DOBBEN, H., HINSBERG, A., SCHLUTOW, A., SVERDRUP, H., BUTTERBACH-BAHL, K., POSCH, M., HETTELINGH, J. P. (2006): Improvement of steady-state and dynamic modelling of critical loads and target loads for nitrogen in Europe – Report critical N limits and loads CCE. Alterra, MNP-CCE (in preparation).
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie, Ulmer, Stuttgart.
- DUBOIS D., Prade, H. (1997): The three semantics of fuzzy sets, Fuzzy sets and fuzzy systems 90: 141-150.
- DURKA W (1994): Isotopenchemie des Nitrat, Nitrataustrag, Wasserchemie und Vegetation von Waldquellen im Fichtelgebirge. Bayreuther Forum Ökologie, Bd 11
- EBERMAYER, E. (1876): Die gesamte Lehre von der Waldstreu. Berlin
- ELLENBERG H, MAYER R, SCHAUERMANN J (1986): Ökosystemforschung. Ergebnisse des Solling-Projekts 1966–1986, Ulmer, Stuttgart
- ELLENBERG, H. (1974): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Botanica (Göttingen) 122 p.
- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Botanica (Göttingen), 2. Aufl. 97 p.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 5. stark veränd. und verb. Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart
- EU-KOMMISSION (2001) in: Europäische Kommission, GD Umwelt, Prüfung der Verträglichkeit von Plänen und Projekten mit erheblichen Auswirkungen auf „Natura-2000“-Gebiete – Methodische Leitlinien zur Erfüllung der Vorgaben des Artikels 6 Absätze 3 und 4 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG, November 2001, S. 15
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (1999): Klageschrift der Kommission gegen die Bundesrepublik Deutschland vom 24. Februar 1999. Juristischer Dienst d. Kommission, Brüssel.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2000): NATURA 2000-Gebietsmanagement. Die Vorgaben des Artikels 6 der Habitat-Richtlinie 92/43 EWG.
- EUROPEAN COMMISSION DG XI (1999): Interpretation manual of European union habitats. Version EUR15. Brüssel.
- FROELICH & SPORBECK LANDSCHAFTS- UND ORTSPLANUNG, UMWELTPLANUNG (2002): Leitfaden zur Durchführung von FFH-Verträglichkeitsuntersuchungen in Nordrhein-Westfalen. Erstellt im Auftrag des Ministeriums für Umwelt- und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Bochum.
- GAUGER, T., BUILDES, P., NAGEL, H.-D., SCHEUSCHNER, T., SCHLUTOW, A., WEIGELT-KIRCHNER, R., KERSCHBAUMER, A. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihrer Wirkungen in Deutschland – MAPESI (Modelling of Air Pollutant and EcoSystem Impact), UBA FKZ 3707 64 200, Abschlussbericht (in Vorbereitung)
- GAUGER, T., HAENEL, H.-D., RÖSEMANN, C., NAGEL, H.-D., BECKER, R., KRAFT, P., SCHLUTOW, A., SCHÜTZE, G., WEIGELT-KIRCHNER, R., ANSHELM, F. (2007): Nationale Umsetzung der EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie und UNECE Luftreinhaltekonvention, Teil 2: Wirkungen und Risikoabschätzungen, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung, Critical Levels Überschreitungen, Materialkorrosion. Abschlussbericht zum UBA-Projekt FKZ 204 63 252, UBA-Texte39/08, 275 S., <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3647.pdf>
- GELLERMANN, M. (2001): Natura 2000. Blackwell, Berlin, Wien.
- GLAVAC, V. (1996): Vegetationsökologie, Fischer, Jena, 125 p.

- GRENNFELT P, THÖRNELÖF E (Hrsg.) (1992): Critical loads for nitrogen. Report from a workshop held at Lökeberg, Sweden, April 1992
- GULDER H-J, KÖLBEL M (1993): Waldbodeninventur in Bayern. Forstliche Forschungsberichte München, Nr. 132
- GUNDENSEN, P., CALLESEN, I., DE VRIES, W. (1998): Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N ratio. *Environmental Pollution* 102:403-407
- HALL, J.; ULLYETT, J.; WADSWORTH, R.; REYNOLDS, B. (2007): The applicability of national critical loads data in assessing designated sites. *Water, Air & Soil Pollution* 7, Nr. 1-3, S. 413-419.
- HANTSCHER R (1987): Wasser- und Elementbilanz von geschädigten, gedüngten Fichtenökosystemen im Fichtelgebirge unter Berücksichtigung von physikalischer und chemischer Bodenheterogenität. Bayreuther Bodenkdl Ber 3 140 Kapitel 2
- HANTSCHER R, KAUPENJOHANN M, HORN R, ZECH W (1988) Acid rain studies in the Fichtelgebirge (NE Bavaria). In: Mathy P (ed) Air pollution and ecosystem. Reidel, Dordrecht
- HARTMANN, F.-K., JANN, G. (1967): Waldgesellschaften des mitteleuropäischen Gebirgsraumes nördlich der Alpen, Jena, 636 p.
- HICKS, K., ASHMORE, M. (2005): Local impacts of road Vehicles. Implication of local ecological impacts of road vehicles for the exceedance of NOx annual limit values and air quality objectives. DEFRA Contract SPU 24.
- HOFMANN G, HEINSDORF D, KRAUSS HH (1990): Wirkung atmosphärischer Stickstoffeinträge auf Produktivität und Stabilität von Kiefern-Forstökosystemen. *Beitr. Forstwirtschaft.*, 24: 59-73.
- HOFMANN, G. (1969): Zur pflanzensoziologischen Gliederung der Kiefernforsten des nordostdeutschen Tieflandes, in: Feddes Repertorium (Bd. 80, Heft 4-6), Berlin, pp. 401-412.
- HORNUNG M, SUTTON MA, WILSON RB (1995): Mapping and Modelling of Critical Loads for Nitrogen: a Workshop Report. Grange-Over-Sands Workshop, 24-26 October 1994.
- ICP MODELLING AND MAPPING (ed.) 2004: Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects: Risks and Trends. In: UBA-Texte 52/04. Berlin, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt). (www.icpmapping.org)
- ICP MODELLING AND MAPPING (ed.) 2008: Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects: Risks and Trends. (www.icpmapping.org)
- IPCC (2001): Climate change 2000. Cambridge University Press, Cambridge
- JACOBSEN, C., RADEMACHER, P., MEESENBURG, H., MEWES, K. J. (2002): Element-Gehalte in Baum-Kompartimenten: Literatur-Studie und Datensammlung. Göttingen: Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Report, p 80
- JAKUCS, P. (1961): Die phytözoologischen Verhältnisse der Fleumäulen – Buschwälder Südostmitteleuropas, Verlag der Ungarischen Akademie der Wissenschaften, Budapest 1961, 313 p.
- JENSSEN M, HOFMANN G (2005): Einfluss atmosphärischer Stickstoffeinträge auf die Vielfalt der Vegetation in Wäldern Nordostdeutschlands. *Beiträge zur Forstwirtschaft und Landschaftsökologie*, 39: 132-141.
- KEVEY, B., BORHIDI, A. (2005): The acidophilous forests of the Mecsek and their relationship with the Balkan-Pannonian acidophilous forests, in: *Acta Botanica Hungarica* 47 (3-4), Budapest, pp. 273-368.
- KIFL - MIERWALD, U., GARNIEL, A. (2008): Bewertung von Stickstoffeinträgen im Kontext der FFH-Verträglichkeitsstudie. Kieler Institut für Landschaftsökologie. Manuskriptdruck. 47 S.
- KIRCHNER, M., FISCHER, A., JAKOBI, G., BERNHARDT, M.; (2006): Untersuchungen des Zustandes von Ökosystemen im Alpenvorland entlang von Gradienten des Stickstoffeintrags. Schlussbericht. Forschungsprojekt im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, StMUGV-Förderkennzeichen: 76a-8731.2 – 1999/1 GSF-FE-Nr.: 76425. Download unter <http://www.stmugv.bayern.de/umwelt/luftreinhaltung/download/index.htm>
- KLAP JM, DEVRIES W, ERISMAN JW, VAN LEEUWEN EP (1997): Relationships between forest condition and natural and anthropogenic stress factors on the European scale; pilot study. DLO Winard Starling Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Report 150
- KLAPP E. (1965): Grünlandvegetation und Standort – nach Beispielen aus West-, Mittel- und Süddeutschland. Berlin und Hamburg: Verlag Paul Parey
- KLINK, J.-H. (1969): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 112 Kassel. Geographische Landesaufnahme 1:200.000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands.

- KÖLLING C (1993): Die Zusammensetzung der Bodenlösung in sturmgeworfenen Fichtenforst (*Picea abies* (L.) Karst.) -Ökosystemen. Forstl Forschungsber München, Nr. 133
- KONOPATZKY, A., KIRSCHNER, G. (1997): Zum Standorts- und Vegetationswandel in den Wäldern der Länder Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und des Tieflandteils von Sachsen-Anhalt, Berichte Universität Göttingen. Reihe B, Bd. 56/1997.
- KOPECKÝ, K., HEJNÝ, S., JEHLIK, V., KRIPPELOVÁ, T. (1979): Přehled ruderalních rostlinných společenstev Československa, Rozpravy Československé Akademie Ved. Rada Matematických a přírodních Ved. 89:2, Praha.
- KOPP, D. (2003): Zusammenwirken von Standort und Vegetation bei der Erkundung des Zustandswandels von Waldnaturräumen im nordostdeutschen Tiefland. Archiv Naturschutz und Landschaftsforschung 42 (1):1-50.
- KOPP, D., Succow, M., Jäger, K.-D. (1982): Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung im nordmittel-europäischen Tiefland, dargestellt am Beispiel des Tieflands der DDR. Akademie-Verlag Berlin.
- KORTEMEIER BROKMANN (2010): FFH-Gebiet Garnholt: Biotoptypen und FFH-Lebensraumtypen. Karte 1:5000 (aus der FFH-VU)
- KORTEMEIER BROKMANN (2010): Schutzgut Boden. Karte 1:5000 (aus der FFH-VU)
- KREUTZER K, DESCHU E, HOSL G (1986): Vergleichende Untersuchungen über den Einfluß von Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) und Buche (*Fagus silvatica* L.) auf die Sickerwasserqualität. Forstw Cb 1
- KREUTZER K, HEIL K (1989): Untersuchungen zum Stoffhaushalt in einem Fichtenbestand der Hochlagen des Bayerischen Waldes. GSF-Bericht, Neuherberg
- KREUTZER K, WEIGER H (1974): Untersuchungen über den Einfluß forstlicher Düngungsmaßnahmen auf den Nitratgehalt des Sickerwassers im Wald. Forstw Cb 93
- LAMBRECHT, H., TRAUTNER, J., KAULE, G., GASSNER, E. (2004): Ermittlung von erheblichen Beeinträchtigungen im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsuntersuchung. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz – FKZ 801 82 130. Endbericht 316 S. Hannover, Filderstadt, Stuttgart, Bonn (http://www.bfn.de/03/0303_ffhvertraeglich.pdf)
- LANA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT NATURSCHUTZ) (2004): Empfehlungen der LANA zu „Anforderungen an die Prüfung der Erheblichkeit von Beeinträchtigungen der Natura 2000-Gebiete gemäß § 34 BNatSchG im Rahmen einer FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP)“
- LOUIS, H. W. (2003): Verträglichkeitsprüfung nach §§32ff. BNatSchG. Umsetzung für europäische Schutzgebiete, Verfahren, Darlegungslast und Abweichungsverfahren. Naturschutz und Landschaftsplanung 35 (4).
- LÖVBLAD, G., Tarrasón, Leonor, Tórseth, K, Dutchak, (ed.) S. (2004): EMEP Assessment
- MAHN, E.-G. (1965): Vegetationsaufbau und Standortverhältnisse der kontinental beeinflussten Xerothermrasengesellschaften Mitteldeutschlands, in: Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Akademie-Verlag, Berlin, 138 p.
- MARTIN, K. (2002): Ökologie der Biozönosen, Springer, Berlin.
- MATZNER E (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/ Waldsterben, Rh. A, 40.
- MEIWES K J, BEESE F (1988): Ergebnisse der Untersuchung des Stoffhaushaltes eines Buchenwaldökosystems auf Kalkgestein. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/ Waldsterben, Reihe B, Bd 9, 143 S
- MICHALKO, J. (1986): Geobotanická Mapa CSSR, Vydavatel'stvo Slovenskej Akadémie Vied, Bratislava, 263 p.
- MÜCKENHAUSEN, E. (1993): Die Bodenkunde und ihre geologischen, geomorphologischen, mineralogischen und petrographischen Grundlagen. 4. Aufl. Frankfurt (M.), DLG-Verlag.
- MÜLLER G (1980) Pflanzenproduktion – Bodenkunde. Berlin: Deutscher Landwirtschaftsverlag
- NAGEL H-D, GREGOR H-D (HRSG.) (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels; ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York Tokio
- NAGEL H-D, SCHLUTOW A, SCHÜTZE G, WEIGELT-KIRCHNER R (2008): Critical Loads für Säure und eutrophierenden Stickstoff. Abschlussbericht zum F/E-Vorhaben 200 85 212 des Umweltbundesamtes, Berlin
- NEUHÄUSL, R. (1976): Geobotanická mapa České Socialistické Republiky: mapa rekonstruované přirozené vegetace, Praha: Academia
- OBERDORFER, E. (1957): Süddeutsche Vegetationsgesellschaften. Pflanzensoziologie 10, Jena 564 S.

- OBERDORFER, E. (1979): Pflanzensoziologische Exkursionsflora, 4. Aufl., Ulmer, Stuttgart, 997 p.
- OBERDORFER, E. (Hrsg.) (1992): Süddeutsche Vegetationsgesellschaften. 2. stark bearb. Aufl., Gustav-Fischer-Verlag, Jena Stuttgart New York, Teile I-IV in 5 Bänden
- PASSARGE, H. (1964): Vegetationsgesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes I. Pflanzensoziologie 13. Jena.
- PASSARGE, H., Hofmann, G. (1968): Vegetationsgesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes. II. Pflanzensoziologie 16. Jena 324 p.
- PETERSEN A (1981) Die Gräser als Kulturpflanzen und Unkräuter auf Wiese, Weide und Acker. Berlin: Akademie-Verlag
- PETERSEN, B. et al. (2003): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69, 1. Bonn.
- POTT, R. (1994): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands, Ulmer, Stuttgart, 427 p.
- PREISING, E., VAHLE, H.-C., BRANDES, H. HOFMEISTER, H., TÜXEN, J., WEBER, H:E (1997): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Rasen-, Fels- und Geröllgesellschaften. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens, Heft 20/5 (1-146), Hannover.
- PREISING, E., VAHLE, H.-C., BRANDES, H. HOFMEISTER, H., TÜXEN, J., WEBER, H:E (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Salzpflanzengesellschaften der Meeresküsten und des Binnenlandes. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens, Heft 20/7 (1-161), Hannover.
- PREISING, E., VAHLE, H.-C., BRANDES, H. HOFMEISTER, H., TÜXEN, J., WEBER, H:E (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens, Heft 20/8 (1-161), Hannover.
- RASSMUS, J., C. HERDEN, I. JENSEN, H. RECK & K. SCHÖPS (2003): Methodische Anforderungen an Wirkungsprognosen in der Eingriffsregelung. Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben 898 82 024 des Bundesamtes für Naturschutz. Angewandte Landschaftsökologie 51: 225pp. + Anhang 71pp.
- RICHTLINIE 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinie), Abl. EG L 206/7 vom 22.07.1992, geändert durch Richtlinie 97/62/EG des Rates vom 27.10.1997, Abl. EG L 305/42.
- ROBERTS, D. W. (1986): Ordination on the basis of fuzzy set theory, Vegetatio 66: 123-131.
- ROST-SIEBERT K (1985): Untersuchungen zur H^+ - und Al^{3+} -Toxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Lösungskultur. Berichte des Forschungszentrum Waldökosysteme d. Univ. Göttingen, 12
- ROWINSKI V (1993) Ökologie und Erhaltung von Kesselmooren an Berliner und Brandenburger Beispielen. In: Landesumweltamt Brandenburg (ed.) Niedermoore. Potsdam: Brandenburgische Universitätsdruckerei und Verlagsgesellschaft Potsdam, Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg SH
- SAUERBREY R, SCHMIDT W (1993) Bodenentwicklung auf entwässerten und landwirtschaftlich genutzten Niedermooren. In: Landesumweltamt Brandenburg (ed.) Niedermoore. Potsdam: Brandenburgische Universitätsdruckerei und Verlagsgesellschaft Potsdam, Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg SH
- SCHACHTSCHABEL P, AUERSWALD K, BRÜMMER G, HARTKE K H, SCHWERTMANN U (1998): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, Verlag Ferdinand Enke, Stuttgart
- SCHAUMBURG J., WIETING, J. (2005) (BLFU/UBA): ICP-Waters Monitoring Versauerter Gewässer. Beitrag des ICP-Waters beim Nationalen Treffen der ICP in Neuschönau 2005
- SCHLUTOW A, (1965-2004): 1640 Vegetationsaufnahmen in der nordostdeutschen Tiefebene, unveröffentlichte Stetigkeitstabellen.
- SCHLUTOW A, BECKER R, HÜBENER P (2005): KliStWa - Einfluss regionalisierter Klimaprognosen und Stoffhaushaltssimulationen (dynamische Modellierung) auf den Stoffhaushalt repräsentativer Standorts- und Waldbestandstypen im Freistaat Sachsen, http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/documents/Abschlussbericht_KliStWa_Teil_1.pdf
- SCHLUTOW A, HÜBENER P (2004): The BERN Model: Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions. UBA-Texte 22/04. Umweltbundesamt Berlin, 50 S.

- SCHLUTOW A, HÜBENER P (2005): Ermittlung von aktuellen Regenerierungspotenzialen naturnaher Ökosysteme mittels Bioindikation. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, 44(3): 27-78, ISSN: 0003-9306
- SCHLUTOW, A. (2001): Some experiences in accessing the biomass uptake in Germany in order to calculate Critical Loads. In: Nat. Inst. of Ecology of Moldova (ed.): Critical Loads Calculation for Air Pollutants and Mapping in East and South-East Europe. Proceedings of the Workshop 22.-24.3.2001 in Chisinau, Moldova, p. 58-81
- SCHLUTOW, A. (2003): Entwicklungspotenziale für eine naturschutzfachlich bedeutsame Grünlandvegetation nach Auflassung von ackerbaulicher Intensivnutzung. Arch. f. Naturschutz und Landschaftsforschung. Band 42, Heft 3, Dez. 2003.
- SCHLUTOW, A., KRAFT, P. (2006): Bioindication of ecosystems regeneration ability thresholds – a model for analysis current damage degree and recovery of harmonious balanced natural conditions. UNESCO Encyclopedia of living systems. www.EOLS/E4-20-01-08
- SCHMIDT, P.A., HEMMEL, W., DENNER, M., DÖRING, N., GNÜCHTEL, B., WALTER, B., WENDEL, D. (2002): Potentielle natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1:200.000, Hrsg.: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, 230 p.
- SCHOBER (1975): Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer
- SCHUBERT, R. (1960): Die zwergstrauchreichen azidiphilen Pflanzengesellschaften Mitteldeutschlands, VEB Gustav Fischer, Jena, 235 p.
- SCHUBERT, R. (1991): Lehrbuch der Ökologie, Verlag Fischer, Jena, 657 p.
- SCHUBERT, R., KLOTZ, W., HILBIG, S. (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. Fischer Jena 403 S.
- SHUGART, H. H. (1984): A Theory of Forest Dynamics, Springer, New York.
- SHUGART, H. H. (1998): Terrestrial ecosystems in changing environments, Cambridge studies in ecology, Cambridge, S. 75.
- SLOBODDA, S. (1982): Pflanzengesellschaften als Kriterium zur ökologischen Kennzeichnung des Standortmosaiks. Archiv Naturschutz und Landschaftspflege. 22. 2. S. 79-101
- SLOBODDA, S. (1987): Pflanzengesellschaften und ihre Umwelt. Leipzig-Jena-Berlin
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C., SCHRÖDER, E., MESSER, D. 1998: Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna- Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 53, Bonn-Bad Godesberg.
- STARKE, G., STARKE, W. (1977): Auswirkungen der Ganzbaumnutzung auf den Nährelementkreislauf von Fichten-, Kiefern- und Buchenbeständen. Diplomarbeit an der TU Dresden, Sektion Forstwirtschaft Tharandt, Manuskriptdruck
- STOLLMANN, F. (1999): Rechtsfragen der FFH-Verträglichkeitsprüfung. Natur und Landschaft 74 (11).
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. Gustav-Fischer-Verlag, Jena, S. 126.
- SUCCOW, M., JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart, 622 S.
- SVERDRUP H, WARFVINGE P (1993): The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering, 1993:2.
- TRAEGER, D. H. (1993): Einführung in die Fuzzy-Logik, Teubner, Stuttgart.
- TÜRK T (1992): Die Wasser- und Stoffdynamik in zwei unterschiedlich geschädigten Fichtenstandorten
- TÜXEN, R. (1987): Entwurf einer Definition der Pflanzengesellschaft (Lebensgemeinschaft). Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft (6/7):151.
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (1994): Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätskriterien und – standards – Eine Bestandsaufnahme (Texte 64/94). Berlin.
- UBA (2007): Gesamt-Deposition Stickstoff im Jahr 2005 im 1x1 km² Raster Deutschland. <http://osiris.uba.de/website/depo1/viewer.htm>
- UEL, R., LÜTTMANN, J., BALLA, S., MÜLLER-PFANNENSTIEL, K. (2009): Ermittlung und Bewertung von Wirkungen durch Stickstoffdeposition auf Natura 2000 Gebiete in Deutschland. In: COST 729 Mid-term Workshop 2009 Nitrogen Deposition and Natura 2000 "Science & practice in determining environmental impacts" on 18-20 May, 2009 Brussels

- ULRICH B (1981): Theoretische Betrachtung des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen. Z Pflanzenernährung Bodenkunde 144
- ULRICH B (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 43/I, 159-187 S.
- UNECE (1993) Calculation and Mapping of Critical Loads for Europe. Coordination Centre for Effects, Status Report 1993. Bilthoven: National Institute of Public Health and Environmental Protection
- UNECE (1999): Protokoll der CRLTAP zur Verminderung von Versauerung, Eutrophierung und des bodennahen Ozons, Göteborg.
- VAN DAM D (1990): Atmospheric deposition and nutrient cycling in chalk grassland. PhD Thesis, University of Utrecht, Utrecht, The Netherlands, 119 pp.
- VON DRACHENFELS, O. (2004): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen. Z. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen A/4. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, 121 S.
- WAGNER, S. (2004): Klimawandel - einige Überlegungen zu waldbaulichen Strategien. Forst und Holz, 59, 8, S. 394-398.
- WALLMAN, P., BELYAZID, S., SVENSON, M.G.E., SVERDRUP, H. (2004): DECOMP – a semi-mechanistical model of litter decomposition. Doctoral Thesis. Lund Institut of Technology, Lund University, Sweden, Part IV (24 p)
- WEBER G, REHFUESS K E, KREUTZER K (1993): Über den Einfluß naturnaher Waldwirtschaft auf den chemischen Bodenzustand. In Block J (Hrsg.) Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser aus Waldökosystemen: Wirkungskomplex Stickstoff und Wald. IMA-Querschnittseminar, UBA Berlin
- WEGENER, O. (Agrofor Consulting) (2009): Prüfbericht AG92202 zum Projekt BAB44 Kassel-Herleshausen, VKe 32/33 C.0522.04746-00-P3-L1. Bodenanalysen zur Stickstoffdeposition. Unveröffentlicht Wettenberg, 10. Juni 2009
- WEIGER H (1986): Nitratausträge in Kiefernbeständen des Nürnberger Reichswalds – Ergebnisse von Feldversuchen auf verschiedenen Böden. In Block J (Hrsg.) Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser aus Waldökosystemen: Wirkungskomplex Stickstoff und Wald. IMA-Querschnittseminar, UBA Berlin
- WEYMAR H (1972): Buch der Gräser und Binsengewächse. Radebeul: Verlag Neumann
- WIEDEMANN F (1936) Ertragstafeln der Fichte. In: Schober (1975) Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer
- WIEDEMANN F (1943) Ertragstafeln der Kiefer. In: Schober (1975) Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer
- WIEDEY G A, GERRIETS M (1986): Deposition, Austrag und Verbleib von Luftverunreinigungen: Ergebnisse der Messungen im Hils. In: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Universität Göttingen, Rh. B, Bd 2
- WIEDEY G A, RABEN G H (1989): Datendokumentation zur Waldschadensforschung im Hils. In: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/ Waldsterben, Rh. B, Bd 12
- WILLNER, W. (2002): Syntaxonomische Revision der südmitteleuropäischen Buchenwälder, in: Phytocoenologia 32 (3), Berlin-Stuttgart, pp. 337-453.
- WOLFF, B. (2003): Das Klima in den forstlichen Wuchsgebieten und Wuchsbezirken Deutschlands, in: Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg, Verlag Wiedebusch, Hamburg
- WOLFF, B., Riek, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 – 1993 (BZE). Hrsg.: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Eberswalde.
- ZADEH, L. A. (1978): Fuzzy Sets as a basis for a theory of possibility, Fuzzy sets and fuzzy systems I: 3-28.