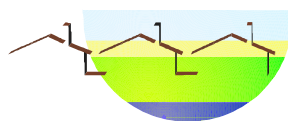


Untersuchung der NATURA2000-Verträglichkeit

zum vorhabenbezogenen Bebauungsplans Nr. 29 „Schweinehaltung Düben“ am Standort Düben

Standort B-Plangebiet	Land Sachsen-Anhalt Landkreis Wittenberg 06869 Coswig (Anhalt) OT Düben Gemarkung Düben, Flur 2, Flurstücke 213 und 283, Flur 3, Flurstücke 92/5, 166, 185, 186, 187, 204, 213, Flur 4, Flurstück 43; Gemarkung Buko: Flur 2, Flurstück 93, Flur 3, Flurstücke 65/2 und 277, Flur 4, Flurstücke 168 und 174
Planungsträger:	Stadt Coswig (Anhalt) Am Markt 1 06869 Coswig (Anhalt)
Auftraggeber/ Vorhabenträger:	Schweinehaltung Düben GmbH & Co. KG Düben Buroer Weg 26b 06869 Coswig
Auftragnehmer:	Ingenieurbüro Dr.-Ing. Wilfried Eckhof Lessingstraße 16 16356 Ahrensfelde Tel.: 030 936677-0 Fax: 030 936677-33
Bearbeiter:	Stefan Püchner, Dipl.-Ing. (FH) f. Landschaftsnutzung u. Naturschutz
Prüfer:	Timothy Kappauf, Dipl.-Ing. (FH) f. Landschaftsnutzung u. Naturschutz
Berichtsnummer:	462/2/4-2015-11-0



September 2015

(redaktionell ergänzt 22.10.2015 sowie 10.10.2016)



Inhaltsübersicht

1.	Auftrag und Problemstellung	4
2.	Methodik	4
3.	Projekt- und Standortbeschreibung	7
4.	Prüfung des relevanten Wirkspektrums und Definition der spezifischen Wirkräume	12
4.1	Verlust von LRT bzw. Lebensraum der gemeldeten Anhang-II-Arten sowie Tötung von Individuen durch Überbauung	13
4.2	Störungen/Scheuchwirkung durch visuelle und akustische Reize	13
4.3	Barrieren-/Fallenwirkung	16
4.4	Kollisionen mit Verkehr	17
4.5	Luftgetragene Stoffeinträge	19
4.6	Zusammenfassung zur Relevanz des vorhabenbedingten Wirkspektrums	25
5.	Übersicht über NATURA2000-Gebiete	26
5.1	FFH-Gebiete	26
6.	Beschreibung der Landschaftsstruktur des Schutzgebiets im Wirkraum des Vorhabens - Lebensraumtypen nach Anhang I, Lebensräume der Arten nach Anhang II der FFH- Richtlinie gemäß Meldeinventar	28
7.	Darstellung und Bewertung der Erheblichkeit der Beeinträchtigung der Schutzgüter im spezifischen Beurteilungsraum	37
7.1	Stickstoffdeposition im Bereich der Lebensraumtypen nach Anhang I und Lebensräumen der Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie	37
8.	Kumulative Wirkung mit weiteren Plänen und Projekten	42
9.	Fazit	45
10.	Zusammenfassung	46



Anhänge

Anhang 1: Karte mit Darstellung des Vorhabenstandorts und der NATURA2000-Gebietskulisse der Region	1 Seite
Anhang 2: Karte mit Darstellung des Vorhabenstandorts, der FFH-Gebiete in dessen Umfeld sowie der gemäß LAU vorliegenden shape-Daten mit den Ergebnissen der FFH-Kartierung	1 Seite
Anhang 3: Ausschnitt aus objektbezogenen Lageplan (Ing.-Büro Uwe Gehloff, Schorfheide, OT Eichhorst)	1 Seite
Anhang 4: Karten mit Darstellung der Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen für Ammoniakimmissionen bzw. der daraus resultierenden Stickstoffdeposition im Bereich des FFH-Gebiets DE 4039-302 „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“ und dessen Lebensräume...	3 Seiten
Anhang 5: Sondergutachten Büro ÖKO-DATA („Teil-Gutachten zur FFH-Verträglichkeitsprüfung von eutrophierenden und versauernden Stickstoffeinträgen in das FFH-Gebiet „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“ im Wirkraum der geplanten Erweiterung einer Schweinemastanlage bei Düben	74 Seiten

Dieser Bericht oder Teile des Berichtes dürfen von Dritten nur mit schriftlicher Zustimmung des Ingenieurbüros Dr.-Ing. Wilfried Eckhof vervielfältigt und/oder weitergegeben werden.
Davon ausgenommen ist die bestimmungsgemäße Verwendung zur Beteiligung von Behörden und die öffentliche Auslegung im Rahmen von Genehmigungsverfahren.



1. Auftrag und Problemstellung

Die Schweinehaltung Düben GmbH & Co. KG plant die Erweiterung ihrer bestehenden Tierhaltungsanlage in Form der Errichtung weiterer Ställe, Güllelagerkapazitäten und Nebenanlagen. Für das Vorhaben ist ein gesondertes Bauleitplanverfahren erforderlich: Zur Schaffung der planungsrechtlichen Sicherheit des Vorhabens ist die Aufstellung eines vorhabenbezogenen Bebauungsplans vorgesehen. Der Stadtrat der Stadt Coswig (Anhalt) hat in seiner Sitzung vom 04.12.2014 die Aufstellung des vorhabenbezogenen Bebauungsplanes Nr. 29 „Schweinehaltung Düben“ beschlossen. Der vorhabenbezogene Bebauungsplan soll die bauplanungsrechtliche Grundlage für die Erweiterung der immissionsschutzrechtlich genehmigten Schweineanlage der Schweinehaltung Düben GmbH & Co. KG am Standort Düben schaffen.

Gemäß § 34 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) ist eine Prüfung der Verträglichkeit von Plänen und Projekten mit den Erhaltungszielen von NATURA2000-Gebieten erforderlich, soweit diese geeignet sein könnten, einzeln oder im Zusammenwirken mit anderen Plänen und Projekten ein entsprechendes Gebiet erheblich zu beeinträchtigen.

Aufgrund der Lage des Vorhabens in relativer Nachbarschaft zu FFH-Gebieten (nächstgelegenes FFH-Gebiet DE 4039-302 „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“, minimal ca. 1,4 km Entfernung zum Vorhabenstandort) sind dessen Auswirkungen auf die Schutzgebiete im Rahmen einer wirkpfadbezogenen Prüfung zu beurteilen. Zur Lage des Vorhabens in Verbindung mit der NATURA2000-Gebietskulisse siehe Anhang 1.

2. Methodik

Anhand der Bau-, Anlagen- und Betriebsbeschreibung sollen die entsprechenden Wirkpfade des Vorhabens erörtert werden. Ergebnis ist eine mögliche Relevanz für die im NATURA2000-Gebiet zu betrachtenden Schutzgüter. Da das Vorhaben nicht innerhalb eines NATURA2000-Gebiets liegt, sind insbesondere die indirekten Auswirkungen zu beurteilen. Prüfrelevant sind Auswirkungen auf Lebensraumtypen nach Anhang 1 (LRT) sowie Habitate von Arten nach Anhang 2 der FFH-Richtlinie (FFH-RL¹) (Anhang-II-Arten) von FFH-Gebieten. Bei Vogelschutzgebieten (SPA-Gebiete) sind die Auswirkungen auf die nach Anhang 1 der Vogelschutzrichtlinie² im Gebiet gemeldeten Vogelarten i. V. m. den artspezifisch besiedelten Habitatelementen zu prüfen.

Das zu betrachtende Meldeinventar an LRT und Anhang-II-Arten innerhalb von FFH-Gebieten bzw. der gemeldeten Vogelarten nach Anhang I der Vogelschutzrichtlinie in SPA-Gebieten erschließen sich zunächst aus den Standard-Datenbögen, welche das Meldeinventar des jeweiligen Gebiets auflisten, verbunden mit dem Erhaltungsziel, deren jeweiligen Erhaltungszustand zu bewahren bzw. zu verbessern. Für zahlreiche FFH- und SPA-Gebiete existiert zudem bereits eine ausführliche Managementplanung. Diese untersetzt die Rechtsvorschrift gebietsspezifisch

1 Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21.05.1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (ABl. L 206 vom 22.7.1992, S. 7).
2 Richtlinie 79/409/EWG vom 2. April 1979 bzw. 2009/147/EG vom 30.11.2009 des Rates über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten.



mit entsprechenden Erhaltungsmaßnahmen (rechtlicher, administrativer oder vertraglicher Art) gemessen an den ökologischen Erfordernissen der Schutzgüter.

Es erfolgte eine Standorterkundung mit Begehungsterminen am 16. April und 29. Mai 2015 durch den Autor dieser Unterlage.

Die FFH-Verträglichkeitsuntersuchung gliedert sich nach den Arbeitsschritten aus FROELICH & SPORBECK (2004)³. Bei der Erstellung dieses Gutachtens wurde eine Beschreibung des Standortes und des Vorhabens vorangestellt. Die Standort- wie auch die Vorhabensbeschreibung (siehe Kapitel 3) beruhen auf Daten aus den B-Planunterlagen (Entwurfsfassung, Büro für Stadtplanung GbR Dr.-Ing. W. Schwerdt Dessau - Roßlau/Leipzig) sowie dem aktuellen Entwurf des objektbezogenen Lageplans (Ing.-Büro Uwe Gehloff, Schorfheide, OT Eichhorst).

Die darauf folgende Prüfung des relevanten Wirkspektrums (siehe Kapitel 4) listet alle vorhabenbedingten Wirkungen auf, die zu einer Beeinträchtigung der Schutzzwecke der Schutzgebiete führen könnten. Gleichzeitig erfolgt eine erste Abschätzung jedes Wirkfaktors zur Eintrittswahrscheinlichkeit einer erheblichen Auswirkung. Kann im Sinne einer Vorprüfung diese offensichtlich ausgeschlossen werden, ist für diesen Wirkfaktor die Prüfung abgeschlossen (im weiteren Verlauf des Gutachtens erfolgt keine weitere Prüfung des Wirkfaktors). Ist dies nicht der Fall, wird für den spezifischen Wirkfaktor ein zu untersuchender Wirkraum definiert. Innerhalb dieses Wirkraumes können erhebliche Beeinträchtigungen der Schutzzwecke nicht offensichtlich ausgeschlossen werden und eine Tiefenprüfung hat zu erfolgen. Die zur Prüfung angewendete Methodik wird faktorbezogen im jeweiligen Unterkapitel beschrieben.

Daran schließt sich eine Grobdarstellung des FFH-Gebiets einschließlich seines Schutzzweckes an (siehe Kapitel 5), für das eine vorhabenbedingte Wirkung nicht offensichtlich auszuschließen war. Diese vermittelt einen ersten Eindruck zum Gebiet einschließlich seiner Empfindlichkeit, Schutzbedürftigkeit und seiner Besonderheiten.

Kapitel 6 gibt eine detaillierte Beschreibung der von einer vorhabenbedingten Wirkung möglicherweise betroffenen Struktur des betreffenden Schutzgebiets. Hier werden die Vorkommen der zu bewertenden Lebensraumtypen und Anhang-II-Arten innerhalb des spezifischen Wirkraums einer vorhabenbedingten Wirkung näher beschrieben sowie Aussagen zur Ausprägung, Gefährdung und zum Erhaltungszustand getroffen. Insbesondere der Erhaltungszustand spielt bei der Bewertung der Erheblichkeit einer Beeinträchtigung eine große Rolle. Einerseits führt eine Verschlechterung des Erhaltungszustands bedingt durch die vom Vorhaben hervorgerufenen Auswirkungen zu einer Erheblichkeit. Gleichzeitig muss in der Regel auch nach Umsetzung des Vorhabens für LRT und Anhang-II-Arten mit einem schlechten Erhaltungszustand die Möglichkeit des Erreichens eines zumindest guten Erhaltungszustandes gegeben bleiben (vgl. ARGE KIELER INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE u. a. 2004)⁴.

3 FROELICH & SPORBECK (2004): Gutachten zur Durchführung von FFH-Verträglichkeitsprüfungen in Mecklenburg-Vorpommern, i. A. des Umweltministeriums des Landes Mecklenburg-Vorpommern.

4 ARGE KIELER INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE, PLANUNGSGESELLSCHAFT UMWELT, STADT UND VERKEHR & TRÜPER GONDESEN PARTNER LANDSCHAFTSAR-CHITEKTEN BDLA (2004): Gutachten zum Leitfaden für Bundesfernstraßen zum Ablauf der Verträglichkeits- und Ausnahmeprüfung nach §§ 34, 35 BNatSchG, F.E. 02.221/2002/LR Entwicklung von Methodiken und Darstellungsformen für die FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP) im Sinne der EU-Richtlinien zu Vogelschutz- und FFH-Gebieten, im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen.



Im Kapitel 7 erfolgt dann die Darstellung und Bewertung der Erheblichkeit der vorhabensbedingten Wirkfaktoren auf die vorher beschriebenen LRT und Anhang-II-Arten innerhalb der spezifischen Wirkräume. Da insbesondere zur Bewertung der Auswirkungen auf LRT durch Stickstoffdepositionen derzeit keine einheitliche fachliche Meinung zur Bewertung vorliegt, steht der Bewertung ein Kapitel zur Begründung der angewandten Methodik voran.

Im Anschluss (siehe Kapitel 8) an die Beurteilung der Vorhabenswirkungen erfolgt die Prüfung der Kumulation mit anderen Plänen und Projekten hinsichtlich der als beeinträchtigend eingestuften Wirkfaktoren.

Sofern erhebliche Beeinträchtigung des Schutzzweckes des FFH-Gebietes durch das Vorhaben nicht ausgeschlossen werden können, sind Maßnahmen zur Minderung der Vorhabenswirkung aufzustellen und in ihrer Eignung zu analysieren (siehe Kapitel 9). Den Abschluss der FFH-Verträglichkeitsuntersuchung bilden ein Fazit (Kapitel 10) und eine Zusammenfassung (Kapitel 11).



3. Projekt- und Standortbeschreibung

Folgende Abbildung 1 gibt eine Übersicht über die aktuellen Strukturen im vorgesehenen Geltungsbereich des B-Plans.



Abbildung 1: Ausschnitt aus dem aktuellen Vorhaben- und Erschließungsplan mit Biotop- und Nutzungstypen mit umrissenen Geltungsbereich (Büro Schwerdt, Dessau - Roßlau 2015⁵)

5 STADT COSWIG (ANHALT): „Vorhaben- und Erschließungsplan - Biotop- und Nutzungstypen“. Entwurf. Bearbeitung Büro für Stadtplanung GbR Dr.-Ing. W. Schwerdt Dessau - Roßlau/Leipzig. Arbeitsstand September 2015.



Im Anhang 3 dieser Unterlage befindet sich ein Ausschnitt aus dem aktuellen Entwurf des objektbezogenen Lageplans (Ing.-Büro Uwe Gehloff) anhand dessen die Relationen der bestehenden Anlage sowie der im Rahmen der immissionsschutzrechtlich geplanten Änderung der Anlage dabei umzurüstenden bzw. zu errichtenden und zu betreibenden Anlagenbestandteile ersichtlich sind. Im Gebiet des vorhabenbezogenen Bebauungsplans Nr. 29 „Schweinehaltung Düben“ soll die geänderte Schweineanlage mit folgenden Hauptbestandteilen betrieben werden (vgl. Auszug aus dem Lageplan im Anhang 3):

- sieben Ställe, die alle mit Abluftkaminen über First ausgestattet sind (fünf Ställe Bestand, davon einer abzureißen und durch Neustall 4 zu ersetzen),
- fünf Abluftreinigungseinrichtungen (ARE): im Stall 3.2 (Ferkelaufzuchtbereich), Stall 4 (Ferkelaufzucht), Stall 5 (Jungsauenaufzucht/Schweinemast), Stall 6 (Schweinemast) und Stall 7 (Schweinemast) jeweils mit Abluftkaminen über First,
- fünf Güllehochbehälter (davon zwei Bestand) mit zwei Abfüllplätzen (einer Bestand) sowie drei Güllevorgruben (eine Bestand),
- ein Waschwasserbehälter zur Zwischenlagerung des ARE-Waschwassers einschl. Abfüllplatz (neu),
- eine Bergescheune (Bestand),
- ein Verladeraum für die Tierverladung (Bestand),
- ein Futterhaus mit Aufbereitungs-, Silo- und Förderanlagen (neu),
- insgesamt drei Sozial-/Wohn und Nebengebäude (zwei Bestand) mit zwei Kleinkläranlagen,
- 26 außenstehende Mischfuttersilos (14 neu),
- zwei Heizöltanks (einer neu),
- zwei Flüssiggastanks (einer neu),
- zwei Kadaverkühlcontainer (einer neu) und
- drei Feuerlöschbecken (zwei Bestand).

Das bestehende Betriebsgelände mit dem genannten Bestand soll deshalb nach Süden in eine aktuell als Intensivacker betriebene landwirtschaftliche Nutzfläche erweitert werden, so dass sich der Geltungsbereich des vorhabenbezogenen B-Plangebiets auch auf diesen Bereich erstreckt. Diese Fläche sowie in geringem Umfang im Bereich des bestehenden Betriebsgeländes für Erweiterungsbauten vorgesehene Flächen werden zunächst geplant. Anschließend werden die Bodenplatten betoniert und die Hochbauten errichtet. Abschließend erfolgt bei den Stallgebäuden der Innenausbau. Die Baumaterialien werden erfahrungsgemäß nach Bedarf angeliefert und gegebenenfalls auf geeigneten Freiflächen im Geltungsbereich temporär gelagert. Als Bauzeit sind erfahrungsgemäß mehrere Monate zu veranschlagen. Innerhalb des bestehenden Betriebsgeländes ist für den Neubau des Stalls 4 zuvor der Abriss eines an dieser Stelle befindlichen Altstalls notwendig.



Eine Übersicht über die geplanten Tierplatzkapazitäten und Großvieheinheiten in den einzelnen Ställen bietet die Tabelle 1.

Tabelle 1: Angaben zur Stallbelegung, Größe u. Kapazität der erweiterten Anlage

Stall Nr.	Nutzung	TP	GV/Tier	GV
1	Deckplätze	160	0,3	48,0
	Eberplätze	3	0,3	0,9
	Warteplätze	456	0,3	136,8
2	Abferkelplätze	174	0,4	69,6
	Warteplätze	1 383	0,3	414,9
	Jungsauenplätze	8	0,3	2,4
3	Abferkelplätze	320	0,4	128,0
	Ferkelaufzuchtplätze	10 560	0,03	316,8
4	Ferkelaufzuchtplätze	2 500	0,03	75,0
5	Jungsauenaufzuchtplätze/Mastplätze	2 304	0,15	345,6
6	Schweinemastplätze	6 240	0,13	811,2
7	Schweinemastplätze	3 530	0,13	458,9
Summe	Σ Sauenplätze Σ Ferkelaufzuchtplätze Σ Selektionsmastplätze Σ Jungsauenplätze Σ Eberplätze	2 493 13 060 12 074 8 3		Σ 2 808,1

Aufgrund der erhöhten Tierplatzkapazität und der Tierplatzart Mastschwein ergeben sich mehr Transportfahrten im Vergleich zum genehmigten Anlagenzustand. Hinzu kommen weitere Transportfahrten durch die Anlieferung von Futter, Heizöl und Säure-/Alkali (für die Abluftreinigungsanlagen - ARE), den Gülleabtransport sowie die Abfuhr von Hausmüll und verendeter Tiere. Das beschäftigte Personal erzeugt PKW-Verkehr.

Im Grundprinzip ergibt sich jedoch folgende Annahme:

In der Praxis der Schweinehaltung erfolgen Reproduktion, Ferkelaufzucht und Schweinemast regelmäßig getrennt in verschiedenen Betrieben, so dass von der Reproduktion bis zur Schlachtung gewöhnlich drei regionale und überregionale Transportfahrten anfallen.

Bei der zu betrachtenden Schweinehaltungsanlage im Planzustand ist neben der Reproduktion und Aufzucht, wie im bestehenden Betrieb, auch die Mast der reproduzierten und aufgezogenen Ferkel zu Schlachtschweinen vorgesehen. In der Folge ergeben sich die o. g. Tiertransporte mehrheitlich innerhalb des erweiterten Betriebsgeländes im Geltungsbereich (hier ist besser von Umtrieb zu sprechen) und weniger regional und überregional zu anderen Betrieben. Über das Anlagengelände hinaus erfolgen dann an Tiertransporten solche für die Ausstellung der Mastschweine sowie die der Altsauen. Im Ergebnis finden somit weniger regionale und überregionale Transportfahrten, die zwar größtenteils nicht mehr dem Betrieb zuzuschreiben sind, jedoch existieren und Auswirkungen auf Schutzgüter haben, statt. Die hinsichtlich der Gülletransporte sich zusätzlich am Anlagenstandort ergebenden Fahrten wirken sich dort punktuell aus. Die weiterhin vertraglich die Gülle abnehmenden Betriebe bewirtschaften landwirtschaftliche Flächen in der Region um Düben. So sind dies Flächen bei Düben, Luko, Buko, Coswig, Klie-



ken und Zieko. Die Flächen werden nach guter fachlicher Praxis bewirtschaftet. Im Prinzip ist es deshalb so, dass sich das Verhältnis des auf die Flächen aufzubringenden Düngers zugunsten der Gülle vom zu betrachtenden Vorhabenstandort verschiebt und dafür anderweitig herbeizuschaffender Dünger kompensiert wird. Tatsächlich ist deshalb nicht zwangsläufig von erhöhtem Düngertransportaufkommen in der Region auszugehen.

Im Durchschnitt ist täglich künftig mit maximal acht Lkw-Fahrten (d. h. 16 Fahrbewegungen) und maximal 15 Pkw-Fahrten (d. h. 30 Fahrbewegungen) als jahresdurchschnittlicher anlagenbezogener Verkehr auf der öffentlichen Verkehrsfläche zu rechnen.

Die Erschließung der erweiterten Anlage ist gesichert. Diese erfolgt nach wie vor durch die Hauptzufahrt am nordöstlichen Ende des Betriebsgeländes. Hier ist die Anlage an die Landesstraße L 121 angeschlossen. Eine Nebenzufahrt besteht an der Westseite des bestehenden Anlagengeländes. Planmäßig sind zwei weitere Nebenzufahrten am südlichen Teil des Geltungsbereichs vorgesehen. Diese durchqueren die dort befindliche Hecke. Die Nebenzufahrten werden voraussichtlich durch einen Teil der Gülletransportfahrzeuge angefahren. Aufgrund der o. g. Lage der landwirtschaftlichen Flächen der vertraglich die Gülle abnehmenden Betriebe, ist davon auszugehen, dass schätzungsweise nicht mehr als 40 % der Gülletransporte in den Süd-/Südwestsektor erfolgen und deshalb diese Nebenzufahrten sowie die durch die Feldflur führenden Asphaltstraßen statt der L 121 nutzen.

Die Tiere werden in allen Ställen (weiterhin) einstreulos auf Spaltenböden gehalten. Die in den Ställen anfallende Gülle wird in bestehende sowie neu zu errichtende Güllelagerbehälter eingeleitet.

Die Lüftung erfolgt als Zwangslüftung nach dem Unterdruckprinzip. Die Zuluft gelangt über die Zuluftventile in die Stallräume. In der Schweinehaltung ist zur Reinigung der Abluft aus den Stallbereichen der Einsatz von Abluftreinigungseinrichtungen geplant. Diese ziehen die Abluft aus den Stallräumen durch Ventilatoren zwangsweise durch Filterwände und reinigen diese auch durch Einsatz von Schwefelsäure. Im Ergebnis verbleibt ein Großteil des Ammoniaks der Stallluft im Waschwasser und gelangt nicht in die Umgebung.

Gemäß der QPR⁶ des Deutschen Wetterdienstes liegt das UG im naturräumlichen Sinne im Roßlau-Wittenberger Vorfläming, der sich zwischen dem Dübener Land im Westen und dem südlichen Fläminghügelland im Osten in einer Entfernung von ca. 50 km und zwischen dem Zentralen Fläming im Norden und der sächsischen Elbtalniederung im Süden in einer Ausdehnung von etwa 20 km erstreckt. Der Roßlau-Wittenberger Vorfläming stellt den Südhang des Fläming gegen das Elbtal im Gebiet von Roßlau, Coswig und Wittenberg dar und reicht im Osten bis Zahna. Sein Relief ist im Westen wellig bis hügelig und im Bereich des Roßlauer Forsts nördlich von Roßlau fast eben.

Die Umgebung der vorhandenen Schweinezuchtanlage ist mit Höhen zwischen ca. 85 und 105 m NN größtenteils flachwellig. Im Nordwest- bis Ostsektor ist die weitere Standortumgebung mehr hügelig.

⁶ Deutscher Wetterdienst Abteilung Klima- und Umweltberatung: „Qualifizierte Prüfung der Übertragbarkeit einer Ausbreitungsklassenstatistik AKS bzw. einer Ausbreitungsklassenzeitreihe AKTERM nach TA Luft 2002 auf einen Standort in 06869 Düben“. Amtliches Gutachten vom 15. Juni 2007.



Minimal ca. 450 m nördlich des Standorts verläuft der Olbitzbach durch Düben und entwässert die Landschaft in die Elbe, die stark mäandriert in mehr als 6 km Entfernung südlich am Standort vorbei fließt.

Das Landschaftsbild des Umlandes wird von Acker- und Wiesenflächen sowie von Waldflächen bestimmt. Mit Ausnahme des Nordwest- und des Südwestsektors ist die Standortumgebung überwiegend frei. Hier sind lediglich einige kleine Waldstücke in die ansonsten offene Landschaft eingestreut. Größere Waldgebiete beginnen etwa 750 m nördlich und 1,2 km nordwestlich (Barloshagen). Ca. 1,7 km südwestlich (Klosterforst Klieken) und ca. 3,5 km östlich befinden sich Waldgebiete.

Gemäß Agraratlas des Landes Sachsen-Anhalt⁷ liegt das B-Plangebiet im Agrargebiet der Heiden, in dem geringwertige, in der Regel grundwasserferne Sandböden (teilweise anlehmig), hügelige bis flachwellige, teilweise hängige, von Trockentälern durchzogene bewaldete Endmoränen und Sanderflächen zu finden sind.

⁷ Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt, 1996



4. Prüfung des relevanten Wirkspektrums und Definition der spezifischen Wirkräume

Art. 6 Abs. 3 der FFH-Richtlinie sieht vor, dass Pläne oder Projekte, die ein besonderes Schutzgebiet "einzeln oder in Zusammenwirkung mit anderen Plänen und Projekten erheblich beeinträchtigen könnten", eine Prüfung auf Verträglichkeit mit den für dieses Gebiet festgelegten Erhaltungszielen erfordern.

Die FFH-Richtlinie enthält keine Bestimmung der Begriffe „Plan“ und „Projekt“. Gemäß dem Urteil des Europäischen Gerichtshofes zur Herzmuschelfischerei „[...] definiert die Richtlinie 85/337/EWG des Rates vom 27. Juni 1985 über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten (ABl. L 175, S. 40), nach deren sechster Begründungserwägung die Genehmigung für Projekte, bei denen mit erheblichen Auswirkungen auf die Umwelt zu rechnen ist, erst nach vorheriger Beurteilung der möglichen erheblichen Umweltauswirkungen dieser Projekte erteilt werden sollte, in Artikel 1 Absatz 2 den Begriff „Projekt“ wie folgt:

„– die Errichtung von baulichen oder sonstigen Anlagen,
– sonstige Eingriffe in Natur und Landschaft einschließlich derjenigen zum Abbau von Bodenschätzen“.

Auch in der aktuellen Fassung zur UVP-Richtlinie wird diese Projektdefinition so beibehalten. Das Vorhaben der Änderung der Schweinehaltungsanlage stellt also ein Projekt im Sinne der FFH-Richtlinie dar. In die Beurteilung ist dabei die komplette Anlage eingeflossen.

Das Vorhaben kann sich durch unterschiedliche Wirkungen beeinträchtigend auf die Schutz- und Erhaltungsziele des FFH-Gebietes sowie auf die wertbestimmenden LRT und Anhang-II-Arten auswirken. Als relevante Untersuchungskriterien gelten folgende bau-, anlagen- und betriebsbedingte Wirkungen:

- anlagenbedingter Verlust von LRT bzw. Lebensraum der Anhang-II-Arten durch direkte Überbauung
- baubedingte Tötung von Individuen
- bau-, anlage- und betriebsbedingte Störung von zu bewertenden Tierarten durch visuelle und akustische Reize/Kulissenwirkung
- anlagenbedingte Barriere- bzw. Fallenwirkung für zu bewertende Tierarten
- bau- und betriebsbedingte Erhöhung des Tötungsrisikos für zu bewertende Tierarten durch zusätzliches Verkehrsaufkommen
- betriebsbedingte luftgetragene Emissionen und deren Immissionswirkung auf LRT bzw. Anhang-II-Arten

Je nachdem sind die Wirkungen temporär bzw. dauerhaft zu berücksichtigen. Im Folgenden werden die potentiellen Auswirkungen beschrieben, mit denen innerhalb eines spezifischen Wirkraum zu rechnen ist. Es findet eine erste Abschätzung zur Eintrittswahrscheinlichkeit einer



erheblichen Beeinträchtigung statt. Tabelle 2 auf Seite 21 fasst die Ergebnisse der Vorprüfung zusammen. Der Tiefenprüfung widmen sich die Folgekapitel 6 bis 8.

4.1 Verlust von LRT bzw. Lebensraum der gemeldeten Anhang-II-Arten sowie Tötung von Individuen durch Überbauung

Die Neuversiegelung führt zum Verlust von nicht als Lebensraum in Frage kommender Ackerfläche am unmittelbaren Anlagenstandort mindestens 1,4 km außerhalb des nächstgelegenen NATURA2000-Gebiets.

Es ist deshalb auszuschließen, dass es sich um essentielle Habitatskomponenten der relevanten Anhang-II-Arten außerhalb der Schutzgebiete handelt, die regelmäßig von diesen aufgesucht werden und deshalb einen signifikanten Einfluss auf die Populationsstärke der Arten in den Schutzgebieten haben können.

Eine Beeinträchtigung kann in Bezug auf Flächen- und Habitatverlust sowie durch baubedingte Tötung von Individuen der o. g. Anhang-II-Arten ausgeschlossen werden.

4.2 Störungen/Scheuchwirkung durch visuelle und akustische Reize

Gemäß Bundesamt für Naturschutz (BfN 2011⁸) sind für das Störungsverbot (im besonderen Artenschutz gemäß § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG) im Zusammenhang mit Eingriffen zumeist Säugetierarten und Vögel planungsrelevant.

Für das Störpotential durch Geräusche sind in erster Linie diskontinuierliche und/oder informationshaltige Geräusche, wie Schreie, Knallen, die menschliche Stimme usw. für die Standortumgebung relevant. Kontinuierliche Geräusche haben ein geringeres Störpotential bzw. es kann eine Gewöhnung eintreten. Ebenso können diese bei entsprechender Intensität die Kommunikation oder den Reviergesang insbesondere von Brutvögeln und Säugetieren, aber auch von Amphibien überlagern und damit funktionell entwerten.

Die Anwesenheit von Personen außerhalb von „Konturen verwischenden Kabinen“, wie z. B. Autos, hat auf wildlebende Säugetiere und Vögel in der Natur-/Kulturlandschaft historisch eine visuell wahrzunehmende beunruhigende Wirkung. Im Kapitel folgen nähere Angaben zum vorhabenbedingten Reizspektrum und zur Empfindlichkeit relevanter Arten.

Als visuelle und akustische Reize während der Bauphase sind in erster Linie das Planieren des Baufelds, das Betonieren der Fundamente sowie die Errichtung der Hochbauten als Störquelle zu nennen. Bis zum Abschluss dieser wesentlichen Bauarbeiten sind erfahrungsgemäß nicht mehr als drei Monate Bauzeit notwendig. Der anschließende Innenausbau ist aufgrund der Sicht- und Schallverschattung optisch wie akustisch deutlich weniger intensiv. Die baubedingte Störzeit ist als relativ kurz anzusehen und findet einmalig statt.

Beim späteren Anlagenbetrieb werden diskontinuierliche visuelle und akustische Reize von Futter- sowie Ferkelan- und Gülle- sowie Schlachttierabtransporten einschließlich Rangier- und

⁸ Bundesamt für Naturschutz (BfN): Störungsverbot im Zusammenhang mit Eingriffen. Internetseite: http://www.bfn.de/0306_eingriff-stoerungsverbot.html. Letzte redaktionelle Änderung: 26.07.2011. Abgerufen am 30. Januar 2015.



Verladetätigkeit zuzüglich PKW-Verkehr ausgehen. Hinzu kommen kontinuierliche Ventilatoren-geräusche der Abluftführung, welche jedoch aufgrund der Kapselung der Quellen nur im unmittelbaren Nahbereich der Stallgebäude störend wirken können.

Folgende Aussagen zum Kenntnisstand und der Beurteilung von Störungen beruhen im Wesentlichen auf Referate der Tagung „Auswirkungen von Lärm und Planungsinstrumente des Naturschutzes“ (RECK 2001⁹). Vorab ist zu sagen, dass die Datengrundlage zur Bewertung der Lärmbeeinträchtigungen von Tieren unzureichend ist. Dies ist einerseits ein methodisches Problem aufgrund der Komplexität des Störfaktor-Wirkungsgefüges (vgl. RECK et al. 2001a¹⁰), andererseits ein Problem einer generellen Unwissenheit (vgl. u. a. HERRMANN 2001¹¹).

Auswirkungen durch Störungen sind auf Tiere, hier insbesondere auf die Artengruppen Säugetiere und Vögel zu erwarten. Hier spielen die Auswirkungen durch Schall eine vorrangige Rolle. Es ist davon auszugehen, dass die genannten Artengruppen auf Reizkombinationen (in Zusammenwirken mit optischen und olfaktorischen Reizen) stärker reagieren als auf den Einzelreiz.

Bei Fischen spielt die Lauterzeugung eine untergeordnete Rolle, sie können Schall jedoch sehr gut wahrnehmen. Bei sehr hohen Schallwirkungen wurden stark negative Wirkungen nachgewiesen (MANCI & GLADWIN 1998 in RECK et al. 2001b¹²). Dabei ist gewiss nicht davon auszugehen, dass die vorhabenbedingten Schallimmissionen über die ca. 1,4 m Entfernung zum Schutzgebiet auf darin vorkommende Fische eine erhebliche Wirkung entfalten können.

Für Säugetiere (hier also Biber) können insgesamt fünf Wirkbereiche durch Schall definiert werden (vgl. HERRMANN 2001):

- physische Schäden an Hörorganen oder anderen Organen
- Belastung des Gesamtorganismus (Stress)
- Behinderung der akustischen Kommunikation durch Maskierung
- Maskierung der zur Orientierung dienenden akustischen Wahrnehmung
- Lärm als Signalgeber für Fluchtverhalten

Anlagenbedingte Schäden an Hörorganen sind nicht zu erwarten. Diese treten nach BOMFORD & O'BRIEN (1990 in HERRMANN 2001) je nach Art bei 90 dB (A) bis 140 dB (A) ein. Derartige Immissionswerte sind erfahrungsgemäß von landwirtschaftlichen Produktionsstandorten im ungünstigsten Fall im unmittelbaren Nahbereich zu erwarten.

9 RECK (Bearb.) (2001): Lärm und Landschaft, Referate der Tagung „Auswirkungen von Lärm und Planungsinstrumente des Naturschutzes, Angewandte Landschaftsökologie, Heft 44.

10 RECK H., C. HERDER, J. RASSMUS & R. WALTER (2001a): Die Beurteilung von Lärmwirkungen auf freilebende Tierarten und die Qualität ihrer Lebensräume – Grundlagen und Konventionsvorschläge für die Regelung von Eingriffen nach § 8 NatSchG, in RECK (Bearb.) (2001): Lärm und Landschaft, Referate der Tagung „Auswirkungen von Lärm und Planungsinstrumente des Naturschutzes, Angewandte Landschaftsökologie, Heft 44, S. 125 – 152.

11 HERMANN M. (2001): Lärmwirkungen auf freilebende Säugetiere – Spielräume und Grenzen der Anpassungsfähigkeit in RECK (Bearb.) (2001): Lärm und Landschaft, Referate der Tagung „Auswirkungen von Lärm und Planungsinstrumente des Naturschutzes, Angewandte Landschaftsökologie, Heft 44, S. 41 - 70.

12 RECK et al. (2001b): Tagungsergebnis: Empfehlungen zur Berücksichtigung von Lärmwirkungen in der Planung (UVP, FFH-VU, § 8 BNatSchG), § 20c BNatSchG, in RECK (Bearb.) (2001): Lärm und Landschaft, Referate der Tagung „Auswirkungen von Lärm und Planungsinstrumente des Naturschutzes, Angewandte Landschaftsökologie, Heft 44, S. 153 – 160



Im nächstgelegenen Schutzgebiet („Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“, mind. 1,4 km Entfernung) werden diese bei weitem unterschritten.

Da Säugetieren eine hohe individuelle Lernfähigkeit zueigen ist, treten Gewöhnungseffekte bezüglich Störreizen relativ schnell ein. *„Nach allem, was wir bisher wissen, ist die Maskierung der Orientierungsleistungen und der Fernkommunikation durch Lärm der Bereich mit dem höchsten Konfliktpotenzial für Säugetiere. Es sind Wirkungen, wie die Verschiebung von Aktionsräumen, die Änderung in Aktivitätsmustern oder die Veränderung Räuber-Beute-Verhältnissen, die dieses hohe Konfliktpotenzial von Lärm für Säuger widerspiegeln.“ (HERRMANN 2001).*

Aufgrund der großen Entfernung zum nächstgelegenen Schutzgebiet (mind. 1,4 km) sind auch die übrigen Wirkbereiche von Schallimmissionen nicht zu erwarten.

Allgemein ist beim hinsichtlich des nächstgelegenen FFH-Gebiets beurteilungsrelevanten (Elbe-)Biber (vgl. dazu auch NEUBERT, F. & V. WACHLIN [verändert nach DOLCH & HEIDECHE 2004, vgl. LUNG¹³]) festzustellen, dass sich die Bestände der (Unter-)Art nach der Beinahe-Ausrottung in der Mitte des letzten Jahrhunderts erholt haben, sich die Art in den letzten Jahrzehnten stark in Ausbreitung befand und teilweise noch befindet und landesweit geeignete bzw. angestammte Lebensräume erschlossen hat. Z. T. werden noch weiterhin auch suboptimale Habitate, wie Meliorationsgräben oder Gewässer in Siedlungsgebieten, besiedelt. Vorkommen in reinen Stadtgebieten sind bei entsprechenden Minimalhabitatstrukturen, also im Wesentlichen das Vorhandensein von (Fließ-)Gewässern, Nahrung und geschützten/beruhigten Bereichen für eine Biberburg, in entsprechenden Regionen mittlerweile der Regelfall (vgl. z. B. aktuelle Situation in Berlin und Eberswalde).

Auch hinsichtlich des vorhabenbedingten visuellen Störpotentials ist die Entfernung des Vorhabenstandorts zu den beurteilungsrelevanten Anhang-II-Arten im nächstgelegenen Schutzgebiet als groß genug zu erachten um kein solches zu entfalten.

Als Vergleich kann die besonders gut untersuchte Artengruppe der Vögel herangezogen werden. Für die darin als Extrembeispiel auszumachende Gruppe der harten Offenlandarten, ist bekannt, dass die Nähe von sichtverschattenden Landschaftselementen im Extremfall auf hunderte Meter gemieden wird (ringsum offene, baumfreie Landschaft u. a. bei Großtrappe = 500 m, vgl. dazu FLADE [1994¹⁴] und GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. [1994]¹⁵).

Der Ansatz von KREUZIGER (2008)¹⁶ zur visuellen Kulissenwirkung geht zunächst von einem maximalen Wirkbereich von 300 m aus (Mindesthöhe d. Kulisse: 2 - 3 m, Mindestbreite: 20 - 50 m). In begründeten Ausnahmefällen ist ein maximaler Wirkbereich von 500 m vorstellbar.

13 Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie M-V (LUNG): „Steckbriefe der in M-V vorkommenden Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie“. Biber. http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/ffh_asb_castor_fiber.pdf. Abgerufen am 07.11.2014.

14 FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands: Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW Verlag. Eching. 879 S.

15 GLUTZ VON BLOTZHEIM, URS N., K. M. BAUER & E. BEZZEL (1994) in GLUTZ VON BLOTZHEIM, URS N. (Hrsg.): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5 Galliformes und Gruiformes. 2. Auflage. AULA Verlag Wiesbaden.

16 Vilmer Expertentagung vom 29.09. - 01.10.2008: Bestimmung der Erheblichkeit und Beachtung von Summationswirkungen in der FFH-VP - unter besonderer Berücksichtigung der Artengruppe Vögel. Tagungsbericht. November 2008. Vortrag Nr. 6. Kulissenwirkung und Vögel: Methodische Rahmenbedingungen für die Auswirkungsanalyse in der FFH-VP. Kreuziger, J.



Hinsichtlich des Reizgemenges Straßenverkehr (also auch akustischer Reize) nimmt das BMVBS (2010)¹⁷ eine Einstufung der mitteleuropäischen Avifauna in sechs Gruppen vor, wonach die empfindlichste Gruppe 1 insbesondere Arten mit hoher Lärmempfindlichkeit zusammenfasst. Als ausschlaggebender Parameter wird hier der kritische Schallpegel angegeben. Dieser verringert die Habitatsignung um 100 % bis 47 dB bei den Arten Raufußkauz, Große Rohrdommel, Zwergdohle und Wachtelkönig.

„Für die Arten der Gruppe 1 wird in den ersten 100 m von der Straße dieselbe prozentuale Abnahme der Habitatsignung wie für die anschließende Zone bis zur Isophone des kritischen Schallpegels eingesetzt. Über die Isophone hinaus sind keine nachteiligen Effekte zu berücksichtigen.“

Bei den übrigen Gruppen wurden artspezifische Effektdistanzen herausgearbeitet, welche bei sensiblen Arten (z. B. Auerhuhn, Großtrappe) 500 m betragen.

„Als Effektdistanz wird die maximale Reichweite des erkennbar negativen Einflusses von Straßen auf die räumliche Verteilung einer Vogelart bezeichnet. Die Effektdistanz ist von der Verkehrsmenge unabhängig.“

Aufgrund der sicheren Einhaltung der Beurteilungsschwellen für besonders empfindliche Vogelarten ist deshalb auch eine erhebliche Beeinträchtigung der Anhang-II-Arten in den mindestens 1,4 km entfernten Schutzgebieten sicher auszuschließen.

Es ist deshalb abschließend festzustellen, dass die Anhang-II-Arten in ihren Lebensräumen in den FFH-Gebieten nicht gestört werden durch das Vorhaben und letzteres sich deshalb bezüglich dieser Wirkungsweise offensichtlich nicht erheblich beeinträchtigend auf die Erhaltungsziele der Schutzgebiete auswirken kann.

4.3 Barrieren-/Fallenwirkung

Echte Barrieren für terrestrische Tierarten sind landschaftszerschneidende Elemente, insbesondere Straßen, die auch systematische Fallen insbesondere für Amphibien und Reptilien darstellen können. Das Barrierepotential eines punktuellen Vorhabens ist i. d. R. äußerst gering.

Für aquatische Tierarten, wie z. B. das im nächstgelegenen FFH-Gebiet („Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“, mind. 1,4 km Entfernung) gemeldete Bachneunauge, können punktuelle Querverbauungen im besiedelten Fließgewässer eine Barrierenwirkung nach sich ziehen (weshalb eine Verbreitung der Art über die östliche Gebietsgrenze des o. g. Schutzgebiets hinaus aufgrund zahlreicher Regulierungsbauwerke unwahrscheinlich ist). Da das Vorhaben mit dem Schutzgebiet nicht in Berührung kommt bzw. die Durchgängigkeit des Gewässers behindert, ist diesbezüglich auch kein Beeinträchtigungspotential ersichtlich.

Biber (ebenfalls Anhang-II-Art im o. g. nächstgelegenen Schutzgebiet) neigen zwar überwiegend zur Fortbewegung im Wasser, können jedoch auch insbesondere nachts das Gewässer

¹⁷ Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS, Hrsg.): Arbeitshilfe Vögel und Straßenverkehr - Forschungsprojekt FE 02.286/2007/LRB - Entwicklung eines Handlungsleitfadens für Vermeidung und Kompensation verkehrsbedingter Wirkungen auf die Avifauna. Bearbeitung A. Garniel & U. Mierwald, Kieler Institut für Landschaftsökologie. Bonn.



verlassen und so z. B. zur Nahrungssuche in dessen unmittelbarem Nahbereich aktiv sein (vgl. auch MUNR 1999¹⁸ und MIR 2008¹⁹). Die Verbreitung der Art ist deshalb nicht zwingend an die Durchgängigkeit der Fließgewässer geknüpft. So ist beim zu betrachtenden Schutzgebiet auch eine Verbreitung/Ausbreitung über die Gebietsgrenze hinaus stromaufwärts entlang des Olbitzbachs zumindest als Migrationskorridor für Jungbiber auf der Suche nach geeigneten Revieren denkbar. Deshalb ist es nicht grundsätzlich auszuschließen, dass gelegentlich Einzelindividuen im Bereich der Ortslage Düben auftauchen können. Aufgrund der großen Entfernung des Vorhabenstandorts auch zu diesem Bereich des Bachlaufs außerhalb des Schutzgebiets (mind. 450 m) ist nicht mit der Gegenwart von Biberindividuen dort zu rechnen, so dass auch hier eine Barrierenwirkung des Vorhabens offensichtlich nicht erkennbar ist.

Die Möglichkeit einer erheblichen Beeinträchtigung kann in Bezug auf eine Barrierenwirkung des Vorhabenstandorts für Anhang-II-Arten in FFH-Gebieten offensichtlich ausgeschlossen werden.

4.4 Kollisionen mit Verkehr

Die Möglichkeit einer erheblichen Beeinträchtigung bezüglich der o. g. Wirkweise des Vorhabens besteht für rein aquatisch lebende Tierarten, wie dem im nächstgelegenen o. g. FFH-Gebiet gemeldeten Bachneunauge, offensichtlich nicht.

Opfer des Straßenverkehrs können dagegen terrestrische Arten, wie der im selbigen o. g. FFH-Gebiet gemeldete Biber, werden. Biber neigen im Gegensatz zum Fischotter zwar eher zur Fortbewegung im Wasser und zum Durchschwimmen von passierbaren Querungen, wie Brücken, können jedoch zur Nachtzeit außerhalb des Gewässers z. B. bei der Nahrungssuche auch im Bereich nahe gelegener Straßen auftauchen. Allgemein ist dem Vorhaben ein Kollisionspotential zu unterstellen, da vorhabenbedingter Straßenverkehr entsteht und Straßenverkehr prinzipiell Verkehrsoffer erzeugt.

Bei der Bewertung des Tötungsrisikos durch anlagenbedingten Verkehr sind drei verschiedene Arten des Verkehrsaufkommens zu berücksichtigen:

1. der während der Bauphase stattfindende Verkehr zur Materiallieferung und zur Errichtung des Rohbaus,
2. die Erhöhung des Verkehrsaufkommens auf öffentlichen Straßen durch den Betrieb der Anlage und
3. der während des Betriebes innerhalb des Anlagengeländes stattfindende Verkehr.

Letzteres Wirkpotential ist unerheblich, da, wie im vorigen Kapitel 4.3 beschrieben, nicht von der Gegenwart von Anhang-II-Arten-Individuen, wie denen des Bibers aus dem nächstgelegenen o. g. FFH-Gebiet unmittelbar am Vorhabenstandort auszugehen ist.

¹⁸ Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (MUNR, 1999): Artenschutzprogramm Elbebiber und Fischotter.

¹⁹ Ministerium für Infrastruktur und Raumordnung (MIR), Abteilung 4 - Verkehr (Stand 01/2008): Planung von Maßnahmen zum Schutz des Fischotters und Bibers an Straßen im Land Brandenburg.



Bezüglich Punkt 1 fallen während der Bauphase gewöhnlich PKW-Fahrten des Baupersonals sowie LKW-Fahrten für den Abtransport des Erdaushubs sowie den Antransport des Betons (Fundamente) an. Hinzu kommen Fahrten für die Hochbauten. Im Wesentlichen erfolgen die Bauarbeiten am Tage in einem Zeitfenster von mehreren Monaten.

Die betriebsbedingten Fahrten setzen sich aus landwirtschaftlichen Anlagenfahrten (Gülle- und Tiertransporte) und Pkw-Fahrten des Betriebs- und Servicepersonals zusammen. Durch den Wohnsitz des Anlagenbetreibers (nach wie vor) auf dem Anlagengelände entfallen dessen An- und Abfahrten.

Es ist dem Vorhaben dabei jedoch offensichtlich kein signifikanter Einfluss auf die Populationen der Anhang-II-Arten zuzuschreiben, da die Erschließung in der Region kein FFH-Gebiet quert/tangiert. Beim o. g. nächstgelegenen FFH-Gebiet ist es so, dass ab der Schutzgebietsgrenze an stromaufwärts, in Richtung der Ortslage Düben mit dem Vorhabenstandort der hier begradigte und regulierte Olbitzbach landwirtschaftliche Nutzflächen mit relativ jungen Gehölzsäumen durchfließt. Diese Bereiche können möglicherweise als Migrationswege für junge Biber als Anhang-II-Art aus dem Meldeinventar des nächstgelegenen o. g. FFH-Gebiets in Frage kommen, welche z. B. aus den Revieren im FFH-Gebiet abwandern und den Oberlauf auf Reversuche hinaufwandern. Diese Individuen sind demnach nicht im Sinne des Erhaltungszustands der Population im Schutzgebiet betrachtungsrelevant.

Dabei ist gemessen an der aktuellen Verkehrsbelastung der von der Anlageneinfahrt aus zu befahrenden L 121 (Straßenverkehrszählung 2010: Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärken [DTV]: Kfz: 1 850; Schwerverkehr: 143) von keiner signifikanten Zunahme der Befahrungsdichte auszugehen. Im Durchschnitt ist täglich künftig mit maximal acht Lkw-Fahrten (d. h. 16 Fahrbewegungen) und maximal 15 Pkw-Fahrten (d. h. 30 Fahrbewegungen) als jahresdurchschnittlicher anlagenbezogener Verkehr auf der öffentlichen Verkehrsfläche zu rechnen. Ein gewisser Teil davon ist aufgrund der bestehenden und zum Zählzeitpunkt betriebenen Schweinehaltung in der DTV bereits enthalten, so dass effektiv weniger als acht LKW- bzw. 15 PKW-Fahrten hinzukommen. Die anteilig darin enthaltenen Transportfahrten zur Gülleausbringung zu den landwirtschaftlichen Nutzflächen der abnehmenden Betriebe in der Region gehen zukünftig gegenüber der aktuellen Situation vermehrt vom zu betrachtenden Vorhabenstandort aus. Gleichzeitig unterbleiben dafür andere Düngertransportfahrten zu diesen Flächen, da gemäß guter fachlicher Praxis das Düngekontingent in den Fruchtfolgen gleich bleibt. Im Ergebnis ist deshalb ein wesentlich verändertes Düngemitteltransportaufkommen aufgrund des vorhabenbedingt erhöhten Düngeranteils bei gleichzeitig vermindertem Einsatz anderweitiger Düngemittel auf den Straßen der Region nicht zu erkennen. Weiterhin ist festzustellen, dass die deutliche Mehrheit der Anlagenfahrten am Tag stattfindet und damit keine systematische Gefährdung zahlreicher terrestrischer Anhang-II-Arten während deren Aktivitätsphase durch konsequente Nachtfahrten erfolgt.

Die Möglichkeit einer erheblichen Beeinträchtigung ist deshalb für die Anhang-II-Arten in den FFH-Gebieten der Region, insbesondere dem nächstgelegenen FFH-Gebiet „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“, offensichtlich nicht gegeben. Das Risiko von Kollisionen auf den



frequentierten Straßen der Region steigt für Anhang-II-Arten hier nicht signifikant durch den vorhabenbedingten Verkehr an. Es ist keine systematische Gefährdung erkennbar.

4.5 Luftgetragene Stoffeinträge

Ausgangssituation ist die Tatsache, dass viele landwirtschaftliche Anlagen **Ammoniak** emittieren und dieser einerseits in besonders hohen Konzentrationen Kontaktschäden an Pflanzenteilen hervorrufen kann oder andererseits in Form von Reaktionsprodukten als **deponierter Stickstoff** (im Wesentlichen Ammonium- bzw. Nitratverbindungen) in den Boden gelangt. Stickstoff kann bei dauerhaft hohen Eintragsraten zu einer Eutrophierung und/oder Versauerung des Bodens führen. Letztere schädigt den Boden durch die zunehmende Blockade der Austauscher mit Nitrat, so dass an diesen keine weitere Anlagerung (auch von Kationen) möglich ist. Dies führt in der Folge zu Nitrat- und Kationenaustrag aus dem Boden in das Grundwasser. Darauf folgen ein Aufzehren des angestammten Puffervermögens des Bodens und ein Absinken des pH-Wertes in der Bodenlösung, die zu einer allmählichen Auflösung/Zerstörung der Austauscher im Boden führt. Eutrophierung führt auf Dauer in von Natur aus nährstofflimitierten Pflanzengesellschaften zu einer Förderung in dieser Hinsicht anspruchsvollerer Arten, welche (vorausgesetzt diese kommen vor oder wandern ein) das höhere Nährstoffdargebot besser umsetzen können und die Arten der ursprünglichen Vegetation verdrängen. Bei der Versauerung werden Arten, welche niedrige pH-Werte präferieren, bevorteilt, so dass sich auch hier auf lange Sicht die Pflanzenartenzusammensetzung verändert. Je nach Pflanzenart kann ein versauerter Standort deren Gedeihen hemmen. Sehr stark saure Standorte führen beispielsweise zur Verätzung feinsten Wurzelhärchen nicht angepasster Vegetation sowie zur Freisetzung von in den Bodenmineralien gebundenen Aluminiumionen, die, aufgenommen über die Wurzel, direkt pflanzentoxisch wirken. Während Eutrophierung, je nach Eintragsgröße, relativ kurzfristig eintreten kann und schon im Laufe weniger Jahre feststellbar sein kann, wirkt die Versauerung - je nach Eintragsgröße sowie geologischem Ausgangsmaterial des Bodens und der daraus resultierenden Pufferkapazität - eher langfristig. Eutrophierung und Versauerung sind natürliche Prozesse in der Bodengenese, die es in der Naturlandschaft gab, bevor es Menschen gab.

Bei der Beurteilung von Ammoniakimmissionskonzentration und der ammoniakimmissionsbedingten Stickstoffdeposition des zu betrachtenden Tierhaltungsstandorts sind zunächst entsprechende Ammoniakemissionsquellen zu erfassen.

Zum Schutz von Pflanzen in LRT und Habitaten von Anhang-II-Arten vor zu hohen **Ammoniakkonzentrationen** wurde der Mindestabstand gemäß Anhang 1 der TA Luft²⁰ berechnet. Demnach liegen keine Anhaltspunkte für erhebliche Nachteile durch Schädigung empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme vor, wenn eine anlagenbezogene Belastung für Ammoniak von $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an keinem maßgeblichen Beurteilungspunkt überschritten wird. Gemäß der aktuellen Immissionsprognose (Ingenieurbüro Dr.-Ing. W. Eckhof - IBE, Berichtsnummer: 462/2/4-2015-2-0, September 2015), welche zum Vorhaben erstellt wurde und den Unterlagen zum B-Plan bei-

²⁰ Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002 (GMBI.2002, Heft 25 – 29, S. 511 – 605)



liegt, wird dieser Wert an der Grenze des FFH-Gebiets unterschritten. Erhebliche Beeinträchtigungen durch direkt von Ammoniakimmissionen hervorgerufene Schädigungen können damit offensichtlich ausgeschlossen werden.

Die aktuelle Grundlage zur Bewertung der Auswirkungen von **Stickstoffdepositionen** in LRT bildet das Konzept der Critical Loads (CL). CL werden definiert als derjenige Eintrag von Luftschadstoffen, bis zu dessen Erreichung nach derzeitigem Kenntnisstand langfristig keine signifikanten schädlichen Effekte an Ökosystem oder Teilen davon zu erwarten sind. Dabei unterscheiden die CL nicht zwischen den einzelnen Stickstoffverbindungen sondern weisen einen gesammelten Wert sämtlicher Stickstoffdeposition aus.

Grundsätzlich unterscheidbar sind empirische CL, die anhand von Feld- und Laboruntersuchungen ermittelt werden, und modellierte CL, die unter Verwendung von statistischen und dynamischen Massen-Bilanz-Modellen erstellt werden. Beide Ansätze sichern im Hinblick auf den Stickstoffstatus und den Säuren-/Basenstatus den Erhalt bzw. die langfristige Wiederherstellung eines Lebensraumes mit optimalem Erhaltungszustand. Aktuelle fachliche Grundlage bilden dabei BOBBINK & HETTELINGH (2011)²¹ sowie der Abschlussberichts zum BAST-F+E-Vorhaben (2012)²² bzw. der daraus resultierende BAST-Leitfaden-Entwurf (2014)²³.

„Die Bewertung des Eintrages in Bezug auf Risiken für terrestrische Ökosysteme zeigt, dass [2009] 47.6 % der Ökosysteme noch immer von Stickstoffdeposition [i. S. e. CL-Überschreitung] gefährdet sind. Für versauernde Einträge werden die Critical Loads auf deutlich geringerer Fläche (8.3 %) überschritten“ (UMWELTBUNDESAMT, UBA, 2015²⁴). Deshalb bestehen seit längerem Bestrebungen der Festlegung von projektbedingten Irrelevanz- oder Bagatellschwellen. Bei denen ist auch bei Überschreitung von CL durch die Hintergrundbelastung ein Vorhaben generell zulässig, da die vorhabenbedingte Zusatzbelastung auch langfristig offensichtlich nicht zur Verschlechterung des Erhaltungszustandes führen kann. Die Irrelevanz- oder Bagatellschwelle kann also auch als Schwelle verstanden werden, unterhalb dieser eine erhebliche Beeinträchtigung eines LRT bzw. eines Lebensraumes einer sensiblen Anhang-II-Art (und damit die Beeinträchtigung der Art selbst) offensichtlich ausgeschlossen werden kann.

Das Gerichtsurteil des Bundesverwaltungsgerichtes zum Neubau der A 44 Kassel – Herleshausen, Teilabschnitt Hessisch Lichtenau-Ost bis Hasselbach²⁵ geht davon aus, dass „in der Fallgestaltung, in denen die Vorbelastung den maßgeblichen Critical-Load-Wert um mehr als das Doppelte übersteigt, [...] eine Irrelevanzschwelle von 3 % dieses Wertes anzuerkennen [ist]; sie

21 BOBBINK R.; HETTELINGH J.-P. Hrsg. (2011): „Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships“; Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010; ISBN: 978-90-6960-251-6; RIVM report 680359002; http://www.rivm.nl/Bibliotheek/Wetenschappelijk/Rapporten/2011/mei/Review_and_revision_of_empirical_critical_loads_and_dose_response_relationships_Proceedings_of_an_expert_workshop_Noordwijkerhout_23_25_June_2010.

22 BUNDESANSTALT FÜR STRAßENWESEN (BAST, Hrsg.): „Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope“, Endbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben FE 84.0102/2009. November 2012.

23 BUNDESANSTALT FÜR STRAßENWESEN (BAST, Hrsg.): Stickstoffleitfaden Straße - Hinweise zur Prüfung von Stickstoffeinträgen in der FFH-Verträglichkeitsprüfung für Straßen - HPSE (BAST-Leitfaden), Entwurf vom 11.11.2014

24 UMWELTBUNDESAMT (UBA, Hrsg., 2015): Atmospheric deposition to German natural and semi - natural ecosystems during 2009 - Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit Project No. (FKZ) 3712 63 240 - 1.

25 Urteil 9 A 5.08 des Bundesverwaltungsgerichtes vom 14.04.2010



findet unter Berücksichtigung einschlägiger naturschutzfachlicher Erkenntnisse ihre Rechtfertigung in dem Bagatellvorbehalt, unter dem jede Unverträglichkeit mit den Erhaltungszielen eines FFH-Gebietes steht“ (ebenda). Das sog. Trianel-Urteil²⁶ bestätigt die Anwendbarkeit der „3 %-Regel“. Jedoch wird die Irrelevanzschwelle nur eingehalten, „wenn die Summe der Schadstoffeinträge der in die Summationsbetrachtung einzubeziehenden Pläne und Projekte diese Schwelle nicht überschreitet; nicht ausreichend ist, dass lediglich der Schadstoffeintrag des einzelnen Vorhabens die Irrelevanzschwelle einhält.“ (ebenda).

Da sich die Darstellung der „3 %-Regel“ unter Berücksichtigung der Summationswirkung in der Simulation der Stoffausbreitung sehr umständlich bis unmöglich darstellt, bestehen seitens der Fachwelt Bestrebungen zur Festsetzung einer Irrelevanzschwelle, die einerseits losgelöst von spezifischen CL für alle stickstoffempfindlichen LRT und Habitate angewendet werden kann und andererseits einer kumulierenden Betrachtung entbehrt.

Der naturschutzfachlichen Einschätzung des Abschlussberichts zum o. g. BAST-F+E-Vorhaben (2012) ist zu entnehmen:

„Zusatzbelastungen sind irrelevant, wenn sie nicht größer als $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sind.“

Eine detaillierte Charakterisierung dieses Abschneidekriteriums erfolgt darüber hinaus in BALLA et al. (2013)²⁷:

„Das Abschneidekriterium kennzeichnet die maximale Höhe der Stoffdeposition, die unter konservativen Annahmen nach dem Stand der Wissenschaft einer bestimmten Quelle valide zugeordnet werden kann. Das Abschneidekriterium für Stickstoff hat einen Wert von $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Bei Depositionsraten kleiner oder gleich diesem Wert lassen sich keine kausalen Zusammenhänge zwischen Emission und Deposition nachweisen, so dass die Voraussetzungen für die Prüfung der Verträglichkeit eines Vorhabens nicht mehr erfüllt sind. Das Abschneidekriterium wird in der FFH-VP v. a. zur Abgrenzung des Untersuchungsraums herangezogen.“

Zur Anwendung dieses Abschneidekriteriums geben BALLA et al. (2013) an:

„Das vorhabenbezogene Abschneidekriterium soll für jedes zu genehmigende Vorhaben gelten. Für die Größenordnung von $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für den vorhabenbezogenen Stickstoffeintrag in ein FFH-Gebiet sprechen verschiedene Argumente: Einträge in dieser Größenordnung liegen deutlich unterhalb der messtechnischen Erfassbarkeit und deutlich unterhalb jeder bekannten Schwelle von Zusatzbelastungen, die negative Wirkungen für die Biodiversität auslösen können; unterhalb dieser Größenordnung ist eine Ermittlung von Belastungen und Beeinträchtigungen mit derzeit verfügbaren Modellen und Eingangsdaten auch aufgrund der Unsicherheiten und fehlenden statistischen Signifikanz nicht mehr sinnvoll möglich. Zusatzbelastungen eines Vorhabens in dieser Größenordnung stellen somit lediglich ein theoretisches Risiko dar und können keine erheblichen Beeinträchtigungen im Sinne der FFH-RL auslösen. Somit können

²⁶ Urteil 8 D 58/08.AK des Oberverwaltungsgerichtes Münster vom 01.12.2012

²⁷ BALLA, S., D. BERNOTAT, J. FROMMER, A. GARNIEL, M. GEUPEL, H. HEBBINGHAUS, H. LORENTZ, A. SCHLUTOW & R. UHL: Stickstoffeinträge in der FFH-Verträglichkeitsprüfung: Critical Loads, Bagatellschwelle und Abschneidekriterium. In: Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz (WLN) - Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation, online preview. AFSV - Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde Fachhochschule Hildesheim/Holzminde/Göttingen. Nov. 2013.



auch nur diejenigen projektbezogenen Zusatzbelastungen, die oberhalb dieses Abschneidekriteriums liegen, für eine kumulative Prüfung mit weiteren Projekten und deren gemeinsamer Wirkung geprüft werden.“

Dementsprechend wird diese Beurteilungsschwelle auch im BAST-Leitfaden-Entwurf (2014) interpretiert. Unterhalb dieser Schwelle kann also von einer Geringfügigkeit der Vorhabenswirkung ausgegangen werden, die offensichtlich nicht zu einer erheblichen Beeinträchtigung der Schutzziele des FFH-Gebiets führt. Dieses Abschneidekriterium wird umfassend naturschutzfachlich einerseits anhand von Nachweisgrenzen der stoffbezogenen Immissionen sowie andererseits von Auswirkungen an der Vegetation begründet. Es ist als Konvention für den Nullwert aufzufassen.

O. g. Bericht bezieht sich auf Straßenbauvorhaben. BALLA et al. (2013) argumentieren für eine generelle Anwendbarkeit auf jegliche Stickstoff emittierenden Anlagen. Dem entspricht z. B. auch die aktuelle Genehmigungspraxis in Brandenburg²⁸.

Das Bundesverwaltungsgericht hat die „3 %-Regel“ und das Abschneidekriterium von 0,3 kg N/ha x a in seinem Urteil vom 23.04.2014 zur A 49 zwischen Stadtallendorf und A 5, Az. 9 A 25/12, wie folgt bestätigt:

„Ebenfalls nicht zu beanstanden ist die Annahme des Planfeststellungsbeschlusses, Zusatzbelastungen durch Stickstoffeintrag unterhalb eines absoluten Wertes von 0,3 kg N/ha/a bzw. 3 % eines CL seien irrelevant. Der Senat hat bereits in seiner bisherigen Rechtsprechung anerkannt, dass es nach wissenschaftlichem Erkenntnisstand eine Irrelevanzschwelle gibt; erst oberhalb dieser Schwelle ist die Zunahme der Stickstoffbelastung, zumal gegenüber einer ohnehin schon hohen Vorbelastung, als signifikant verändernd einzustufen [...]. Diese Auffassung wird durch den FE-Bericht Stickstoff wissenschaftlich unterlegt (vgl. dort S. 216 ff.). Danach ist unterhalb dieser Schwellen die zusätzliche von einem Vorhaben ausgehende Belastung nicht mehr mit vertretbarer Genauigkeit bestimmbar bzw. nicht mehr eindeutig von der vorhandenen Hintergrundbelastung abgrenzbar [...]. Bei Stickstoffeinträgen von 0,3 kg N/ha/a oder weniger lassen sich keine kausalen Zusammenhänge zwischen Emission und Deposition nachweisen [...]. § 34 BNatSchG fordert aber einen Zusammenhang zwischen Stickstoffeintrag eines Vorhabens und Beeinträchtigung. Zudem haben empirische Untersuchungen entlang viel belasteter Straßen außerhalb der mithilfe des 3 %-Kriteriums ermittelten Flächen bisher keine signifikanten schädlichen Effekte von stickstoffhaltigen Immissionen der Straße auf die Vegetation ergeben [...].“

Folgende Abbildung 2 beinhaltet eine Grafik, welche einen Überblick über die einzelnen Prüfschritte bei der Beurteilung von Stickstoffeinträgen in Lebensräume von FFH-Gebieten nach BAST (2014) gibt. Dabei weisen die Autoren darauf hin, dass die Reihenfolge der Prüfschritte nicht festgeschrieben ist, weshalb es praktikabel ist, zunächst die Möglichkeit einer erheblichen Beeinträchtigung anhand des o. g. vorhabenbedingten Abschneidekriteriums zu prüfen.

²⁸ Telefonat vom 2. Juli 2014 mit Herrn Ronald Jordan, Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV), Referat T2, Klimaschutz Mitglied der Arbeitsgruppe der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) sowie der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz (LAI) zur Thematik.

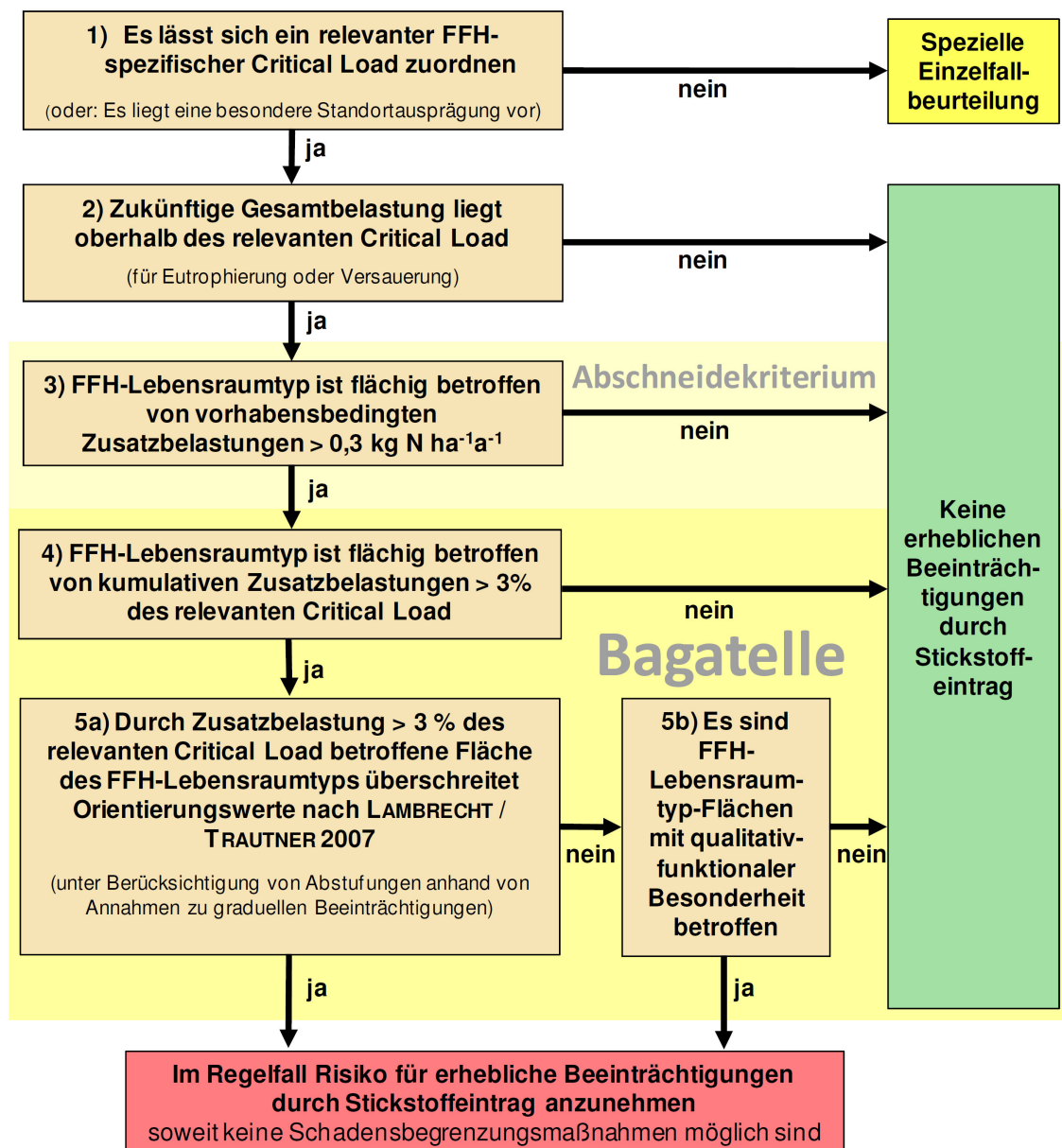


Abbildung 2: Grafik nach BfN (2014) mit Darstellung der einzelnen Prüfschritte der Erheblichkeitsbeurteilung bei Stickstoffeinträgen

Zum o. g. Immissionsgutachten wurden Ausbreitungsrechnungen mit dem Modell AUSTAL2000 ausgeführt. Das Ergebnis der Berechnung der vorhabenbezogenen Belastung wurde für die vorliegende Unterlage bis zum Abschneidekriterium ($0,3 \text{ kg N/ha} \times \text{a}$) für den in den FFH-Gebieten der Region vertretenen Rezeptortyp skaliert, der die höchste Depositionsgeschwindigkeit hat, in den demnach die höchsten Eintragsraten erfolgen (=Laubwald). Die Ergebnisdarstellung liegt der vorliegenden Unterlage bei (Anhang 4.1). Demnach wird das o. g. Abschneidekriterium beim nächstgelegenen FFH-Gebiet „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“ nicht eingehalten. Die Möglichkeit einer erheblichen Beeinträchtigung des betroffenen FFH-Gebiets durch vorhabenbezogene Stickstoffdepositionen besteht und ist bezüglich der Erhaltungsziele des Schutzgebiets vertieft zu untersuchen (vgl. dazu Kapitel 6 bis 8). Für das Schutzgebiet sind die Lage der darin gemeldeten Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-RL (LRT) und der Le-



bensräume für Anhang-II-Arten sowie deren Empfindlichkeit gegenüber Stickstoffeinträgen zu ermitteln. Liegt eine Empfindlichkeit vor, sind Beurteilungswerte und Gesamteintragsraten zu ermitteln.

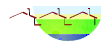
Im Bereich aller übrigen NATURA2000-Gebiete der Region wird das Abschneidekriterium jedoch nicht überschritten. Für diese sind demnach keine stickstoffdepositionsbedingten negativen Auswirkungen anzunehmen.



4.6 Zusammenfassung zur Relevanz des vorhabenbedingten Wirkspektrums

Tabelle 2: Zusammenfassung der Ergebnisse zur Prüfung des relevanten Wirkspektrums einschließlich Wirkraumdefinition

Pot. Wirkfaktor	Pot. betroffene LRT/Anhang-II-Arten	Betroffenheit offensichtlich aus-zuschließen?	Pot. Wirkungen und Wirkraum bei möglicher Betroffenheit	Tiefenprüfung im Kapitel:
Verlust von LRT bzw. Lebensraum der Anhang-II-Arten - Tötung von Individuen durch Bautätigkeit	keine	ja , Vorhaben deutlich außerhalb von Schutzgebieten	-	-
Störungen/Scheuchwirkung durch visuelle und akustische Reize	Anh.-II-Arten	ja , konservative Wirkradien werden nicht unterschritten	-	-
Barriere-/Fallenwirkung	Anh.-II-Arten	ja , nur punktuelles Vorhaben weit abseits pot. Migrationswege	-	-
Kollisionen mit Anlagenverkehr	Anh.-II-Arten	ja , Erschließungswege außerhalb des FFH-Gebiets, kein systematischer Anstieg des Gesamtverkehrsaufkommens auf umliegenden Verkehrswegen,	-	
Luftgetragene Stoffeinträge	Bei Ammoniakimmissionen: empfindliche Pflanzen und Ökosysteme	ja , da Ammoniakimmissionen an FFH-Gebietsgrenze < 3 µg/m³ (vgl. Anhang 1 der TA Luft)	-	
	Bei Stickstoffdepositionen: Nährstoff- und versauerungsempfindliche LRT und Habitate der Anhang-II-Arten	nein , FFH-Abschneidekriterium von 0,3 kg N/ha* an „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“ überschritten	- Risiko der Eutrophierung bzw. Versauerung und damit einhergehend des kontinuierlichen Funktionsverlustes bis hin zum vollständigen Verschwinden von LRT bzw. von Habitaten der Anhang-II-Arten aufgrund nicht eingehaltenem Abschneidekriterium	6 bis 8



5. Übersicht über NATURA2000-Gebiete

Innerhalb des im Kap. 4 ermittelten Wirkraums des Vorhabenstandorts befindet sich das FFH-Gebiet „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“. Weitere FFH- bzw. auch SPA-Gebiete kommen darin nicht vor.

Im Anhang 1 sind der Vorhabenstandort und das beschriebene FFH-Gebiet sowie die über die nähere Region hinausgehende übrige NATURA2000-Gebietskulisse dargestellt.

5.1 FFH-Gebiete

FFH-Gebiet: „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“

EU-Nr.: DE 4039-302

Landesint. Nr. FFH 0063

Größe: 133 ha

Als GGB bestätigt: Dezember 2004

Westlich des Vorhabenstandorts, in minimal 1,4 km Entfernung zu diesem, beginnt das FFH-Gebiet „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“. Der zuvor bereits die Ortslage von Düben passierende Olbitzbach durchfließt stromab- bzw. westwärts ab der „Steinmühle“ eine Waldniederung und ist einschließlich dieser und dem der Steinmühle vorgelagerten Mühlteich ab hier als Schutzgebiet erfasst. Ca. 900 m stromabwärts mündet der „Grenzgraben Luko“ ein, welcher von da an ca. 1,2 km stromauf- bzw. nordwärts dem Schutzgebiet angehört.

Die überwiegend bewaldete Olbitzbachniederung verläuft von da an weiter nach Südwesten bis nach ca. 3 km Fließstrecke von Norden kommend der „Faule Graben“ einmündet. Dieser ist gut 3 km stromaufwärts samt angrenzenden Niederungsbereichen bis zur Ortslage Luko dem Schutzgebiet zuzuordnen.

Der Standard-Datenbogen (Erfassungsdatum: Februar 2000 Aktualisierung: Mai 2014) charakterisiert das Gebiet als „Naturnahe Bachniederung mit verschiedenen niederungstypischen Lebensräumen (Fließgewässer, Auwälder, Eichenwälder, Mähwiesen)“ und „sehr gut ausgeprägtes Bachsystem, Lebensraum für Bachneunauge und zusammen mit den Auwäldern Lebensraum für den Biber.“ Geowissenschaftlich bezeichnet der Standard-Datenbogen das Gebiet als „Zertalung saalekaltzeitlicher glazifluvialer Sedimente und anmoorige holozäne Aue.“ Als kulturhistorischer Kontext wird festgestellt: „Das Einzugsgebiet des Olbitzgrabens ist ein siedlungsgünstiges Gebiet. Einige aufgelassene Mühlen zeigen die Bewirtschaftung seit dem Mittelalter.“ Als Erhaltungsmaßnahme wird allgemein festgehalten: „Erhaltung u. Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustands der gemeldeten Lebensräume (einschließlich aller dafür charakteristischen Arten) nach Anhang 1 und der Arten nach Anhang 2 FFH-RL“.

Eine gebietsspezifische Managementplanung ist für das Gebiet nicht vorgesehen. Es existiert jedoch eine solche Planung für das FFH-Gebiet „Dessau-Wörlitzer Elbauen“ und dem dazugehörigen Ausschnitt des EU SPA „Mittlere Elbe einschließlich Steckby-Lödderitzer Forst“ vom



Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU 2015)²⁹, in der das zu betrachtende Schutzgebiet behandelt wird.

Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-RL (LRT)

Gemeldet sind folgende LRT (vgl. Tabelle 3).

Tabelle 3: FFH-LRT gemäß Standard-Datenbogen

LRT- EU-Code	LRT-Name	Fläche im Schutzgebiet [ha]	Erhaltungszustand*
3260	Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des Ranunculion fluitantis und des Callitriche-Batrachion	2,0	A
6510	Magere Flachland-Mähwiesen (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	14,0	C
9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i>	10,0	B
91E0	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	20,0	B

* Erhaltungszustand A = hervorragend, B = gut, C = mittel bis schlecht

Im Anhang 2 dieser Unterlage befinden sich die visualisierten GIS-Daten mit dem Schutzgebiet und den im FFH-Gebiet vorkommenden LRT auf Grundlage der vom LAU zur Verfügung gestellten GIS-Umweltdaten³⁰. Die Daten wurden nach der Erstellung des Standard-Datenbogens (2000) in den Jahren 2005 und 2006 erhoben und sind gemäß LAU differenziert zum Meldeinventar zu betrachten.

Arten nach Anhang II der FFH-RL

Gemäß Standard-Datenbogen sind folgende Arten im FFH-Gebiet gemeldet (einschließlich Beurteilung, vgl. Tabelle 4).

Tabelle 4: FFH-Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie gemäß Standard-Datenbogen

Kennziffer	Deutscher (wissenschaftlicher) Name	Erhaltungszustand*
1096	Bachneunauge (<i>Lampetra planeri</i>)	B
1337	Biber (<i>Castor fiber</i>)	B

* Erhaltungszustand A = hervorragend, B = gut, C = mittel bis schlecht

29 Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU, Hrsg. 2015): „Managementplan für das FFH-Gebiet „Dessau-Wörlitzer Elbauen“ und dem dazugehörigen Ausschnitt des EU SPA „Mittlere Elbe einschl. Steckby-Lödderitzer Forst“. Bearbeitung LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH. Halle.

30 FFH-Daten des Landesamts für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU), zur Verfügung gestellt von Herrn Raith per E-Mail am 23. März 2015.



6. Beschreibung der Landschaftsstruktur des Schutzgebiets im Wirkraum des Vorhabens - Lebensraumtypen nach Anhang I, Lebensräume der Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie gemäß Meldeinventar

Da der wesentliche Schutzzweck in NATURA2000-Gebieten der Erhalt und die Entwicklung von günstigen Erhaltungszuständen der repräsentativen Lebensraumtypen und Lebensräume der Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie im Meldeinventar (FFH-Gebiete) bzw. der Vogelarten nach Anhang 1 der Vogelschutzrichtlinie, einschließlich Lebensräumen, im Meldeinventar von SPA-Gebieten ist, wird hier auf diese im Speziellen eingegangen.

O. g. Ausbreitungsrechnungen geben skaliert bis zu einer vorhabenbezogenen Stickstoffdeposition von $0,3 \text{ kg N/ha} \times a$ den oben definierten Einwirkungsbereich der Wirkung wieder, bis zu der die Möglichkeit einer erheblichen Beeinträchtigung nicht offensichtlich auszuschließen ist (= FFH-Abschneidekriterium, vgl. Anhang 4.1).

Tabelle 5 stellt die gemäß o. g. LAU-GIS-Datensatz zu verortenden LRT im zu betrachtenden FFH-Gebiet hinsichtlich des FFH-Abschneidekriteriums differenziert dar.

Tabelle 5: Anwendung des Abschneidekriteriums für Stickstoff mittels Immissionsprognose (IBE 2015) für LRT im FFH-Gebiet „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“ (Beurteilungsgrundlage zur räumlichen Einordnung d. LRT: LAU-Datensatz mit Abweichungen zum Meldeinventar)

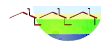
Lebensraumtyp und Lage zum Vorhabenstandort		Abschneidekriterium für max. anlagenbezogene Stickstoffdeposition erfüllt ($\leq 0,3 \text{ kg N/ha} \times a$)?
3260	minimal ca. 1,4 km westlich	nein
6430*	(Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe) minimal 1,6 km westlich	nein
6510	minimal ca. 4,5km westlich	ja
9190	nicht verortet	-
9160*	(Subatlantischer oder mitteleuropäischer Stieleichenwald oder Eichen-Hainbuchenwald) minimal ca. 5,2 km westlich	ja
91E0	minimal ca. 1,4 km westlich	nein

* LRT im LAU-Datensatz enthalten, werden jedoch nicht im Meldeinventar gemäß o. g. Standard-Datenbogen als Erhaltungsziele genannt

Das Ergebnis zeigt, dass an zwei LRT aus dem Meldeinventar des FFH-Gebiets (LRT 3260 und 91E0) das Abschneidekriterium von $0,3 \text{ kg N/ha} \times a$ überschritten wird.

Darüber hinaus ist der nicht im Meldeinventar enthaltene und deshalb prinzipiell nicht beurteilungsrelevante LRT 6430 ebenfalls von einer vorhabenbedingten Stickstoffdeposition $> 0,3 \text{ kg/ha} \times a$ betroffen.

Der Schutzgebietsabschnitt im Wirkraum des Vorhabens wurde am 16.04. und 29.05.2015 durch den Autor der Unterlage begangen. Dabei wurde im östlichen Grenzbereich des FFH-Gebiets eine lange zurückreichende Störung der Fließgewässerstruktur bis ca. 200 m stromabwärts festgestellt (in etwa der in Abbildung 3 dargestellte Bereich): Bei der Anlage der „Stein-



mühle“ wurde dort wahrscheinlich schon vor Jahrhunderten der Olbitzbach gestaut und ein Mühlteich angelegt.

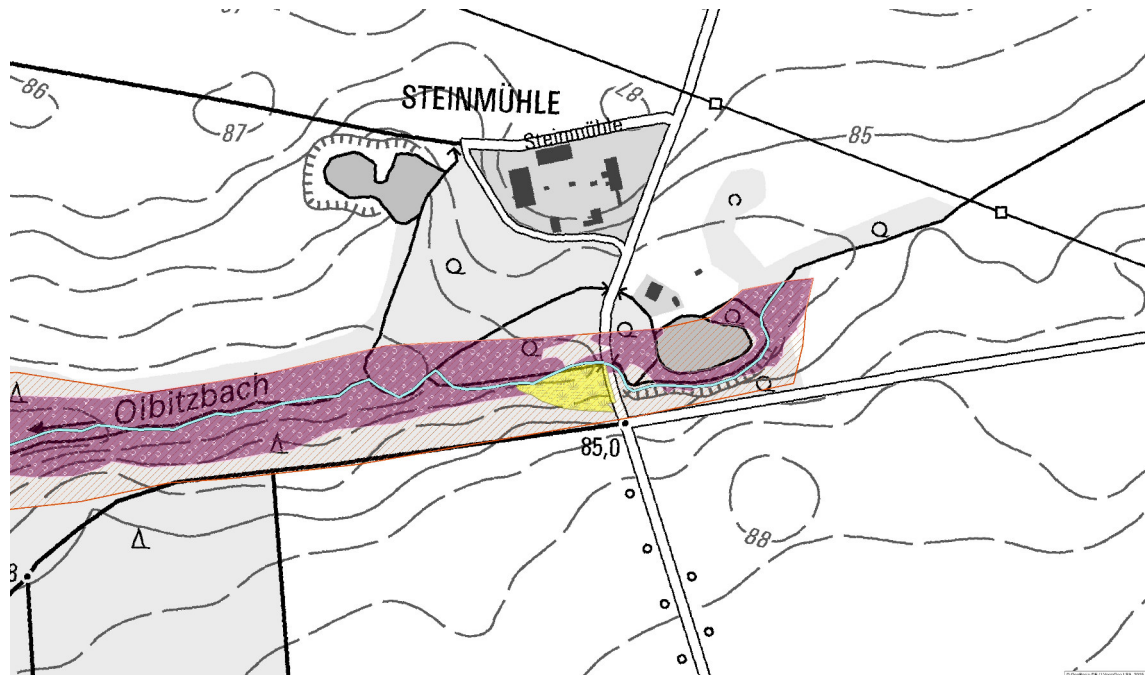
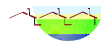


Abbildung 3: Östlicher Bereich des Schutzgebiets auf Höhe der „Steinmühle“ mit GIS-LRT-Daten (LAU, gemeldete LRT: hellblau = LRT 3260, purpur = LRT 91E0, gelb = LRT 6430)

Im Bereich der östlichen Schutzgebietsgrenze, einem Stauwehr, stellt sich der Olbitzbach stromaufwärts, außerhalb des Schutzgebiets als aufgestauter begradigter Bach mit äußerst geringer Fließgeschwindigkeit dar. Hier liegt nicht ohne Grund die Schutzgebietsgrenze. Weiter stromaufwärts ist der Olbitzbach zudem mehrfach reguliert, beräumt und durchfließt landwirtschaftliche Nutzflächen. Stromabwärts fließt der Olbitzbach ab dem Stauwehr den ersten Abschnitt innerhalb des Schutzgebiets mit deutlich verringerter Wassermenge weiter. Anhand eines mit Störzeigern bewachsenen Walles entlang dieses Bachabschnitts oberhalb der nördlichen Böschung ist erkennbar, dass auch hier in der Vergangenheit zumindest beräumt bzw. auch künstlich eingetieft und begradigt wurde. Im Bereich des Stauwehrs führt ein Bypass, welcher ebenfalls aufgestaut ist, zum Mühlteich und versorgt diesen mit Wasser. Rings um den Bypass herrscht eine hohe Wassersättigung mit stillgewässerartiger Struktur. Die zwei Stauwehre (inkl. je einem zusätzlichen Biberdamm) sorgen hier noch immer für einen beträchtlichen Niveausprung, so dass sich der Mühlteich auf Niveau des Mühlrads und der Rest des Olbitzbachs parallel zwei bis drei Meter unterhalb befinden. Das Fließgewässer schneidet sich somit tiefer in das Gelände ein, ist jedoch weiterhin naturnah und **LR-typisch (3260)** ausgeprägt. Auch der **LRT 91E0** ist hier entlang des Gewässers so vertreten, wie es dem o. g. GIS-Datensatz (LAU, vgl. Abbildung 1) zu entnehmen ist. Im Bereich des feucht-nassen Böschungsunterhangs zeigen sich in der Krautschicht an Charakterarten *Stellaria nemorum*, *Carex remota* und *Cardamine amara*. Zum Böschungsoberhang werden die Bodenverhältnisse zunehmend frischer. In der krautigen Vegetation dominant sind hier die weniger charakteristischen Arten *Carex brizoides*, *Stellaria holostea*, *Anemone nemorosa*, *Aegopodium podagraria*, *Impatiens parviflora*, *Galium aparine* und *Valeriana officinalis*. 40% Erle (*Alnus glutinosa*), 25%



Esche (*Fraxinus excelsior*), 15% Stieleiche (*Quercus robur*), je 5% Spitzahorn (*Acer platanoides*) und Hainbuche (*Carpinus betulus*) bilden insgesamt die Baumschicht. Weiter oberhalb, weiter abseits des Bachbetts nach Süden werden die Strukturen zunehmend LRT-91E0-untypisch. Es existieren alte Gräben, es fehlen gänzlich Charakterarten in der Krautvegetation. Stattdessen nehmen Störzeiger in der Krautschicht (z. B. *Chelidonium majus*, *Rubus caesius* und *Urtica dioica*) zu und zeigen den nahen Waldrand an. Forstlich bedingt befinden sich hier auch einige Robinien (*Robinia pseudoacacia*) und Schwarzkiefern (*Pinus nigra*) in der Baumschicht. Erle und Esche sind kaum vertreten.

Die folgenden Abbildungen stellen die Situation im östlichen Grenzbereich des Schutzgebiets, rings um den Mühlteich vor.



Abbildung 4: Blick nach Osten auf Stauwehr am Olbitzbach und zum Mühlteich führenden Bypass (links) am östlichen Rand des Schutzgebiets



Abbildung 5: Stauwehr am o. g. Bypass und Rückfluss vom Mühlteich



Abbildung 6: wenige Meter stromabwärts trifft o. g. Bypass wenig östlich des Mühlteichs wieder auf restlichen Olbitzbach

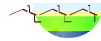


Abbildung 7: Blick von Süden über den Olbitzbach und den parallel und oberhalb zu diesem sich befindenden Mühlteich in Richtung Steinmühle (Hintergrund)

Im Anschluss an die beschriebenen historischen anthropogenen Verwerfungen im Bereich des Mühlteichs geht die Geländedynamik stromabwärts stark zurück: Ab der Straßenquerung „Steinmühle“ stromabwärts, ist das Olbitzbachtal schwach ins Gelände eingeschnitten. Die Uferböschung ist minimal ausgeprägt. Der Pegel setzt wenig unterhalb des Geländes an. Angrenzende Erlenwaldbereiche waren zu den Begehungen z. T. quellig, es trat also etwas oberhalb des Pegels Grundwasser aus und bildete kleine Gumpen bzw. floss zu. In der jüngeren Vergangenheit war die Wasserspende gering. Der Pegel und die Wassersättigung der angrenzenden Sumpfwälder sind demnach erwartungsgemäß im langjährigen Mittel höher. Es gibt keine Deiche, Verbauung etc. Das Fließ mäandriert sehr naturnah beliebig innerhalb des Sumpfwalds. Es gibt auch Altwasser. Das Wasser bleibt also entsprechend lange im Gebiet.

Arten in den sumpfigen Unterhangbereichen sind *Cardamine amara*, *Nasturtium officinale*, *Ranunculus ficaria*, *Carex remota*, *Caltha palustris*, *Urtica dioica* und *Anemone nemorosa* bei ausschließlicher Präsenz der Erle in der Baumschicht. In quellig-nassen Bereichen befinden sich auch kleine Seggenbestände (*Carex riparia*, *C. acutiformis*). Zu den Hängen hinauf nehmen die Frischezeiger zu: viel *Anemone nemorosa*, *Carex brizoides*, *Stellaria holostea*, *Urtica dioica* und *Rubus idaeus*. Bei weiterer Dominanz der Erle treten in die Baumschicht Stieleichen, Eschen und forstlich bedingt auch Hängebirken (*Betula pendula*) und Kiefern (*Pinus sylvestris*) hinzu.

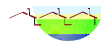
Folgende Abbildungen vermitteln einen Eindruck von den Standortverhältnissen im FFH-Gebiet westlich der „Steinmühle“.



Abbildung 8: Fließgewässerstruktur des Olbitzbachs mit sumpfig-quelligen Bereichen westlich der „Steinmühle“



Abbildung 9: oberer Hangbereich mit Übergang in Kiefern-Birken-Forst und unterhalb angrenzendem quelligen Erlenbestand mit Großseggen



Der gesamte hier beschriebene Abschnitt des Olbitzbachs entspricht dem **LRT 3260**. Der innerhalb des Tals befindliche Erlenbestand entspricht dem **LRT 91E0**. Die Grenze bilden landwirtschaftliche Nutzflächen im Norden und durch Gräben entwässerte Kiefern-Birken-Förste am südlichen Talrand. Der eher lineare Erlenbestand den Lukoer Grenzgraben entlang von dessen Einmündung in den Olbitzbach hinauf nordwärts entspricht ebenfalls dem LRT 91E0. Das Fließgewässer selbst ist gemäß des o. g. GIS-Datensatzes (LAU) und des bei den Begehungen gewonnenen Eindrucks nicht als LRT 3260 aufzufassen. Bei den Begehungen führte dieses in weiten Abschnitten kein Wasser.

Im oben definierten Einwirkungsbereich des Vorhabens konnten keine weiteren maßgeblichen LRT aus dem Meldeinventar des Schutzgebiets (LRT 6510, LRT 9190) erfasst werden. Über dieses hinausgehend weist der o. g. GIS-Datensatz im Einwirkungsbereich den **LRT 6430** (vgl. Abbildung 1) aus. Bei den beiden o. g. Begehungen in 2015 wurde in diesem Bereich eine durch *Urtica dioica*, *Galium aparine* und *Aegopodium podagraria* geprägte nirtophile Staudenflur erfasst. Einzig *Angelica spec.* konnte als Charakterart in Einzelexemplaren erfasst werden.

In aktuellen Kartieranleitungen der Bundesländer, so z. B. auch der für Sachsen-Anhalt³¹, werden die Verbände *Convolvulion sepium* (nitrophytische Ufersäume), *Aegopodion podagrariae* p.p. (Giersch-Säume), *Geo urbani-Alliarion petiolatae* p.p. (nitrophytische Waldsäume) dem LRT zugeschrieben. Demnach sowie auch gemäß BfN (1998)³² sind hingegen Dominanzbestände von *Urtica dioica*, *Galium aparine* und *Aegopodium podagraria* von der Zuordnung ausgeschlossen.

Einschränkend ist auch hinsichtlich dieses negativen Kartiererergebnisses festzustellen, dass der Blühaspekt wesentlicher Charakterstaudenarten erst im Hochsommer einsetzt und der optimale Kartierzeitraum somit noch bevorstand.

Folgende Abbildung 9 vermittelt einen Eindruck von der Fläche.

31 Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU 2010): „Kartieranleitung Lebensraumtypen Sachsen-Anhalt Teil Offenland - Zur Kartierung der Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie“. Bearbeitung: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt durch J. Schuboth & Dr. D. Frank. 11. Mai 2010.

32 Bundesamt für Naturschutz (BfN, Hrsg. 1998): „Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000 - BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie“. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup.

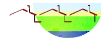
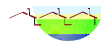


Abbildung 10: Nitrophile Staudenflur Im Bereich der Straßenquerung „Steinmühle“, Blickrichtung Nordwest zum querenden Olbitzbach

Die im Anhang 2 dieser Unterlage visualisierten vom LAU zur Verfügung gestellten GIS-Umweltdaten enthalten keine Angaben zu den genauen **Lebensräumen der Anhang-II-Arten** im FFH-Gebiet. Anhand der augenscheinlichen Strukturausprägung auf Grundlage der beiden Begehungen und den allgemeinen Habitatansprüchen ist ein Vorkommen der beiden Arten im gesamten Niederungsbereich des FFH-Gebiets (bzw. des Gewässerabschnitts beim Bachneunauge) möglich und diese Bereiche sind als Habitat anzusehen. Zu den Habitatansprüchen des **Bibers** stellen NEUBERT, F. & V. WACHLIN, verändert nach DOLCH & HEIDECKE (2004) in LUNG³³ fest: „Der Biber ist ein Charaktertier großer Flussaue, in denen er bevorzugt die Weichholzaue und Altarme besiedelt. Aus solchen optimal ausgestatteten Habitaten sind bis zu 100 Jahre durchgehend besetzte Reviere bekannt. Biber nutzen aber auch Seen und kleinere Fließgewässer und meiden selbst Sekundärlebensräume wie Meliorationsgräben, Teichanlagen und Torfstiche nicht. Voraussetzungen für die Ansiedlung sind gute Äsungsbedingungen, besonders ein Vorrat an Winteräsung in Form von Seerosen, submersen Wasserpflanzen und Weichhölzern, ferner eine ausreichende Wasserführung, wobei er durch den Bau von Dämmen und Kanälen regulierend nachhilft. Schließlich sind grabbare und damit für die Bauanlage geeignete Ufer günstig für Biberansiedlungen.“

Im östlichen Bereich des Schutzgebiets um den Mühlteich herum wiesen bei den Begehungen Nagespuren an jungen Bäumen und nicht zuletzt die beiden Biberdämme auf die Anwesenheit

³³ Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie M-V (LUNG): „Steckbriefe der in M-V vorkommenden Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie“. Biber. http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/ffh_asb_castor_fiber.pdf. Abgerufen am 05.08.2015.



des Bibers und dessen Nutzung der Fließ- und Stillgewässer- sowie der Laubwald- und Staudenstrukturen im Olbitzbachtal als Lebensraum hin.

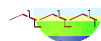
Der o. g. Managementplan (LAU 2015) nennt für das FFH-Gebiet „Dessau-Wörlitzer Elbauen“ 63 Biberreviere, womit das Schutzgebiet zu einem der am dichtesten von der Art besiedelten Gebieten in Deutschland zählt.

Nach WATERSTRAAT, A. et al, verändert nach STEINMANN & BLESS (2004) in LUNG³⁴ besiedelt das **Bachneunauge** überwiegend kleine Bäche der Salmonidenregion, mit einer sommerlichen Höchsttemperatur von 20°C. In der Regel werden nur unbelastete bis mäßig belastete Gewässer (bis Gewässergüteklasse II) besiedelt. „Für die Identifizierung der für den Erhalt bzw. die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes maßgeblichen Bestandteile (Gesamtheit des ökologischen Arten-, Strukturen-, Standortfaktoren- und Beziehungsgefüges) werden folgende Lebensraumanprüche besonders hervorgehoben: Fließgewässer hoher Wassergüte mit kiesig-steinigem Substrat; unverbaute oder unbegradigte Flussabschnitte ohne Ufer- und Sohlenbefestigung, Stauwerke, Wasserausleitungen o.ä.; eine natürliche Fließgewässerdynamik und ein weitgehend natürlicher hydrophysikalischer und hydrochemischer Gewässerzustand; Vorhandensein von Abschnitten ohne anthropogen erhöhter Sedimenteinträge; ein der Größe und Beschaffenheit des Gewässers entsprechender artenreicher, heimischer und gesunder Fischbestand.“

Es wurde bei den beiden Begehungen nicht gezielt auf die Besiedlung des Schutzgebiets durch Bachneunaugen untersucht. Anhand der beschriebenen Habitatansprüche der Art und der o. g. Biotopstrukturen im Gebiet ist eine Besiedlung des Olbitzbachs zu erwarten. Ein Vorkommen von Bachneunaugen über die östliche Schutzgebietsgrenze hinaus stromaufwärts erscheint dagegen unwahrscheinlich, da sich im östlichen Grenzbereich Barrieren in Gestalt zweier für aquatische Lebewesen äußerst schwer zu passierender Stauwehrranlagen befinden und die Wasser- und Strukturgüte über diese hinaus stromaufwärts als suboptimal anzusehen sind.

Gemäß o. g. Managementplanung (LAU 2015) kommt das Bachneunauge aktuell im Olbitzbach vor. Demnach wurden 2011 auch Bachneunaugen in den im FFH-Gebiet „Dessau-Wörlitzer Elbauen“ gelegenen Mündungsbereichen von Grieböer Bach und Rossel nachgewiesen und Erhaltungszustand der Art dort als gut (B) eingestuft, da beide Habitatflächen einen stabilen Bestand in mehreren Altersgruppen aufweisen.

³⁴ Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie M-V (LUNG): „Steckbriefe der in M-V vorkommenden Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie“. Biber. http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/ffh_asb_lam-petra_planeri.pdf. Abgerufen am 05.08.2015.



7. Darstellung und Bewertung der Erheblichkeit der Beeinträchtigung der Schutzgüter im spezifischen Beurteilungsraum

Bei der Darstellung und Bewertung der Erheblichkeit der vorhabenbedingten Beeinträchtigung wird sich auf die Auswirkungen durch die betriebsbedingten Stickstoffeinträge beschränkt, die bei der Analyse des vorhabenbedingten Wirkspektrums (Kapitel 5) nicht offensichtlich auszuschließen waren.

7.1 Stickstoffdeposition im Bereich der Lebenstraumtypen nach Anhang I und Lebensräumen der Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie

Zunächst wird die vorhabenbedingte Stickstoffdeposition ermittelt. Innerhalb des definierten Einwirkbereichs/Wirkraums ist zudem die Vorbelastung durch andere lokale Quellen sowie die Hintergrundbelastung zu ermitteln, um daraus die Gesamtbelastung am Immissionsort zu ermitteln. Diese ist dann geeigneten Beurteilungswerten gegenüberzustellen.

Tabelle 6: Maximale Stickstoffdeposition im FFH-Gebiet „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“ sowie aktuell diskutierte naturschutzfachliche Belastungsgrenzen

LRT	Stickstoffdeposition [kg N/ha × a]		Belastungsgrenzen CL [kg N/ha × a]	
	Vorhaben	Hintergrund*	BOBBINK & HET-TELINGH (2011)	BASt (2014)
3260	max. 1,8	13	-	-
91E0	max. 1,8-	13	-	6 - 28
6430**	max. 1,5-	13	-	11 - 77

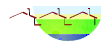
* Hintergrunddeposition gemäß aktuellem Datensatz des Umweltbundesamts³⁵

** LRT im LAU-Datensatz enthalten, werden jedoch nicht im Meldeinventar gemäß o. g. Standard-Datenbogen als Erhaltungsziele genannt

LRT 3260

Naturnahe Bäche und Fließe sind als Bestandteil der Vorflut von Natur aus Empfänger und Überbringer von Stofffrachten. Diese nehmen Wasser aus den Einzugsgebieten (Oberflächenabfluss, Grund- oder Schichtenwasser) einschließlich der Stofffrachten auf. In Auen herrscht über das Jahr Hoch- oder Niedrigwasser, Sedimente und damit Stoffe werden aus dem Einzugsgebiet eingebracht, akkumuliert, zwischenzeitlich wieder verlagert und schließlich ausgetragen. Die Nährstoffbilanz ist entsprechend gekennzeichnet von Eintrags-, Akkumulations- und Austragsereignissen. Natürliche Begleitbiotope, wie Hochstauden- und Gehölzsäume als Bestandteile oder zumindest Relikte von Auenökosystemen, veranschaulichen regelmäßig ein offensichtlich reiches Nährstoffdargebot in den Begleitstrukturen. Bei weiterer Verlagerung der Nährstoffe ins Freiwasser erfolgen dann fortlaufend eine starke Verdünnung und ein Abtransport dieser durch den permanenten Abfluss. Gemessen an diesen Biotopeigenschaften i. V. m.

³⁵ Umweltbundesamt (UBA): Hintergrundbelastungsdaten Stickstoff Bezugsjahr 2009. Internetkartendienst: <http://gis.uba.de/website/depo1/> am 19. August 2015.



der geringen Oberfläche und Oberflächenrauigkeit des Gewässers, erübrigt sich die Betrachtung luftgetragener Stofffrachten mit der Bezugsgröße $\text{kg N/ha} \times \text{a}$.

Die Liste der empirischen CL (BOBBINK & HETTELINGH 2011), trifft für Fließgewässer keine Zuordnung.

Auch die naturschutzfachliche Einschätzung des Abschlussberichts zum BAST-F+E-Vorhaben stuft den in diesem Falle relevanten **LRT 3260** als **stickstoffunempfindlich** ein:

„Als grundsätzlich nicht empfindlich gegenüber atmosphärischem Stickstoffeintrag sind sämtliche Fließgewässer-LRT (z.B. LRT 3260 und 3270 im Tiefland, LRT 3220, 3230 und 3240 im alpinen Raum) einzustufen. Fließgewässern fehlt die Eigenschaft, lokal aus der Luft eingetragene Stickstoffverbindungen an Ort und Stelle zu akkumulieren. Stattdessen werden die Stickstoffverbindungen mit der Strömung verfrachtet und verdünnt. Die in Deutschland vorkommenden Fließgewässertypen sind zudem phosphorlimitiert. Dies bedeutet, dass die Primärproduktion im Gewässer nicht durch das Stickstoffangebot, sondern durch ein geringes Angebot an Phosphor begrenzt wird. Ein gleichzeitiges Überangebot an anderen Nährstoffen, z. B. Stickstoff, wirkt sich in einer solchen Situation auf den ökologischen Zustand nur gering aus. Empirische CL für Fließgewässer liegen nicht vor.“

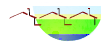
Auch der aus dem BAST-F+E-Vorhaben resultierende o. g. BAST-Leitfaden-Entwurf (2014) gelangt zu dieser Erkenntnis und zieht folgende Belege heran:

„Nach derzeitigem Stand lässt sich für Fließgewässer-LRT keine relevante eutrophierende Wirkung der N-Deposition belegen. Mathematische Modellierungen in Südschottland haben gezeigt, dass selbst eine flächendeckende Zunahme der N-Deposition um $1,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ im gesamten Einzugsgebiet (im konkreten Fall 4.400 km^2) keine signifikante Veränderung der Nitratbelastung im modellierten Fluss auslösen würde. Dieses Ergebnis gilt sowohl für die Oberlaufabschnitte durch naturnahe Landschaften als auch für die Fließstrecken des agrarisch geprägten Unterlaufs (JARVIE et al. 2002). In einer in Norwegen durchgeführten Untersuchung wurden keine signifikanten Zusammenhänge zwischen der Nitratkonzentration und der Zusammensetzung der benthischen Algenflora und des Makrozoobenthos in Fließgewässern festgestellt (WRIGHT et al. 2013). Der Anteil der direkten atmosphärischen Deposition auf die Gewässeroberfläche an der Gesamtstickstoffbelastung von Fließgewässern ist äußerst gering. Er beträgt z.B. für Gewässer in NRW 1% der Gesamt-N-Einträge (Reifenrath 2010). Haupteintragspfade sind dagegen Kläranlagen, das Grundwasser und in manchen Regionen die Dränagesysteme von landwirtschaftlichen Flächen.“

Herr Jordan³⁶ gelangte (in Zusammenarbeit mit Herrn Dr. Zimmermann LUGV³⁷) zu der Erkenntnis, dass Fließgewässer einzig in Fällen, wo diese seenartig verbreitert sind und damit zumindest teilweise den Charakter von größeren Standgewässern annehmen, eine Empfind-

36 Telefonat vom 2. Juli 2014 mit Herrn Ronald Jordan, Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV), Referat T2, Klimaschutz Mitglied der Arbeitsgruppe der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) sowie der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz (LAI) zur Thematik.

37 Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (LUGV), Referat Ö2 - Natura 2000, Arten- und Biotopschutz und Autor der Liste „Stickstoffempfindliche Biotope/FFH-Lebensraumtypen in Brandenburg“ zum Einführungserlass des LAI-N-Leitfadens in Brandenburg.



lichkeit vorliegen kann. Demnach können sich dort N-Einträge leichter akkumulieren und es steht im Vergleich zu typischen Fließgewässern auch eine viel größere Depositionsfläche zur Verfügung, in die atmosphärische N-Einträge immittiert werden können. Eine derartige Gewässerstruktur ist im zu betrachtenden Fließgewässerabschnitt des Olbitzbachs jedoch nicht festzustellen.

Abschließend kann deshalb festgestellt werden, dass die ermittelte vorhabenbezogene Stickstoffdepositionen im Bereich des LRT 3260 im Olbitzbachtal nicht geeignet ist, diesen und dessen charakteristisches Arteninventar und damit ein maßgebliches Erhaltungsziel des Schutzgebiets erheblich zu beeinträchtigen.

LRT 91E0

Zur Stickstoffempfindlichkeit des LRT 91E0 liegen widersprüchliche Angaben in der einschlägigen Literatur vor. So gelten die Charakterbaumarten der einzelnen Gesellschaften wie Baumweiden, Gemeine Esche und Schwarzerle für sich genommen gegenüber dem Stickstoffangebot des Standorts als ziemlich bedürftig/unempfindlich (BfN³⁸) und prägen oft eutrophe Gesellschaften. Letztere steuert aufgrund einer Symbiose mit dem Bakterium (*Frankia alni*) in Wurzelknöllchen, welches atmosphären Luftstickstoff pflanzenverfügbar macht, zur Anhebung der Trophie in der jeweiligen Gesellschaft bei.

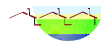
Es existieren für diesen LRT keine empirischen CL (BOBBINK & HETTELINGH 2011). Demgegenüber wurden im Ergebnis des BAST-F+E-Vorhabens modellierte CL von 6 - 28 kg N/ha x a festgestellt. Das Ergebnis, für den LRT eine Empfindlichkeit festzustellen, wird kontrovers diskutiert. Gelten Auen doch als Ökosysteme, in denen von Natur aus regelmäßig ein Überangebot an Nährstoffen aus den Einzugsgebieten eingetragen wird.

Die Autoren im o. g. BAST-Leitfaden-Entwurf (2014) beschränken die Empfindlichkeit auf bestimmte Standort-/Vegetationstypen und stellen grundsätzlich fest:

*„Die Nährstoffdynamik von Auen mit naturnahem Überflutungsregime wird von Einträgen und Umlagerungen von nährstoffreichen Hochwassersedimenten geprägt. Eine gute Bodendurchlüftung bei fallenden Wasserständen sorgt für einen raschen Umsatz der organischen Substanz in der Biomasse. Auen stellen von Natur aus die produktivsten Standorte Mitteleuropas dar. Sie sind die natürlichen Standorte der stickstoffliebenden Arten (sog. Nitrophyten, z.B. Brennnessel), die dort stark verbreitet sind. In Auen mit naturnahem Überflutungsregime sind vorhabenbedingte atmosphärische Stickstoffeinträge daher vernachlässigbar. Das trifft für den LRT *91E0 (Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)) in wasserwirtschaftlich abgegrenzten Überschwemmungsgebieten fast immer zu.*

*Der Lebensraumtyp *91E0 schließt aber auch einige Ausprägungen mit abweichender Dynamik und einer gewissen Empfindlichkeit gegen Stickstoffeinträge ein (vgl. auch Tab. 10 in Kap. 3.5.1.4; z.B. enge Quellbachtäler, im Überflutungsbereich liegende Durchströmungsmoore,*

³⁸ Bundesamt für Naturschutz (BfN) - Internetseite FloraWeb: Artensteckbriefe der Pflanzenarten - Angaben zu Lebensraum und Ökologie einschließlich Zeigerwerte nach ELLENBERG (1991). Abgerufen am 27. August 2015 unter: <http://www.floraweb.de/pflanzenarten/namenssuche.html>.



Quell- und Druckwasserstandorte; Ssymank et al. 1998). Nur solche Sonderfälle erfordern eine Beurteilung anhand der maßgeblichen Vegetationstypen.“

Zur Klärung der Frage des Überflutungsregimes im Olbitzbachtal im definierten Einwirkungsbereich wurden der Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW)³⁹ sowie der Unterhaltungsverband (UHV) Nuthe/Rosel⁴⁰ konsultiert. Im Ergebnis kann ein hinreichendes Überflutungsregime nicht eindeutig nachgewiesen werden. Dies deckt sich zumindest in der Momentaufnahme, die sich aus den o. g. beiden Begehungen im zweiten Quartal 2015 (jedoch während einer Trockenperiode, nach zwei unterdurchschnittlich trockenen Wintern) ergab.

Die Autoren des BAST-F+E-Vorhaben-Abschlussberichts (2012) haben für den LRT 91E0 die o. g. Standort-/Vegetationstypenkonstellationen (154) ausgeschieden, denen unter der Voraussetzung des nicht am Standort gegebenen Überflutungsregimes ein spezifischer CL zusteht. Die Prüfprozedur gemäß BAST (2014) sieht vor, anhand der Kenntnisse zum Immissionsort, einen Standort-/Vegetationstyp herauszudifferenzieren.

Anhand der Begehungen 2015 kommen nach SCHUBERT et al. (1995)⁴¹ die Gesellschaften *Stellario nemorum-Alnetum glutinosae* LOHMEYER 1957, *Pado-Fraxinetum* OBERDORFER 1953 und *Carici remotae-Fraxinetum* W. Koch 1926 ex Fab. 1936 in Frage. Für die erstgenannten beiden Gesellschaften lassen sich demnach 32 Standortkonstellationen mit einer CL-Spanne von 10 bis 27 kg (CLnutN) bzw. 27 bis 144 kg (CLmaxN) ableiten. Wird auf die in Ostdeutschland verbreiteten Klimaregionaltypen reduziert, bleiben noch 14 Standortkonstellationen mit CLnutN zwischen 11 und 17 kg übrig.

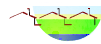
Um eine mögliche Beeinträchtigung des LRT 91E0 im Sinne bester einschlägiger wissenschaftlicher Erkenntnisse beurteilen zu können, ist eine standortvegetationsspezifische Differenzierung erforderlich. Aus diesem Grund wurde ein Teilgutachten beim Büro ÖKO-Data in Auftrag gegeben, in dem die Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads) im Rahmen einer Einzelfalluntersuchung standortspezifisch ermittelt werden und die Frage der Erheblichkeit der errechneten Stickstoffdeposition in den relevanten Waldbereichen abschließend geklärt wird (vgl. Anhang 5).

Im Ergebnis dieses Teilgutachtens werden die darin errechneten standortvegetationstypenspezifischen CL von 15,9 bis 18,4 kg N/ha x a für die eutrophierende Wirkung bzw. 2 745 bis 4 670 kg N/ha x a für die versauernde Wirkung durch die errechnete Gesamtbelastung aus dem Beitrag des Vorhabenstandorts im Planzustand und der aktuellen Hintergrundbelastung nicht überschritten. Demnach kann auch für den LRT 91E0 einschließlich dessen charakteristischen Arteninventars im Olbitzbachtal als maßgebliches Erhaltungsziel des Schutzgebiets eine vorhabenbedingte erhebliche Beeinträchtigung ausgeschlossen werden.

39 Schriftl. Stellungnahme von Frau U. Leifholz (LHW) vom 16. und 17. Juni 2015 per E-Mail.

40 Schriftl. Stellungnahme von Frau M. Schohardt (UHV Nuthe/Rosel) vom 03. Juni 2015 per E-Mail.

41 SCHUBERT, R., W. HILBIG UND S. KLOTZ (1995): „Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. Gustav Fischer Verlag Jena. 403 S.



LRT 6430

Der LRT 6430 befindet sich nicht im für die Beurteilung maßgeblichen Meldeinventar des Schutzgebiets.

Prinzipiell ist das Vorkommen des LRT in einer Bachniederung nicht untypisch. Regelmäßig sind uferbegleitende Hochstaudenfluren an Fließgewässern oder feuchte Staudensäume der Wälder, jeweils auf eutrophen Standorten, dem LRT zuzuordnen. Diese kommen im gleichen Ökosystemkomplex Bachniederung eng verzahnt oder begleitend mit den hier maßgeblichen LRT 91E0 und 3260 vor. Dabei bilden die uferbegleitenden Hochstaudenfluren der Fließgewässer und feuchten Hochstaudensäume an Waldrändern den Subtyp 6431 und die hochmontanen bis alpinen Uferstaudenfluren den Subtyp 6432.

Jedoch ist auch für den Fall einer nachträglichen Aufnahme des LRT 6430 in das Schutzgebietsinventar von keiner Gefährdung durch die prognostizierte vorhabenspezifische Gesamtbelastung auszugehen.

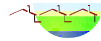
Anhand der o. g. Prüfprozedur gemäß BASt (2014) ergeben sich zunächst 94 Standort-/Vegetationstypenkonstellationen mit CL von 17 bis 77 kg (CLnutN) bzw. 45 bis 244 kg (CLmaxN) für den im zu betrachtenden Schutzgebiet relevanten Subtyp 6431. Bereits der unterste CL (17 kg) wird von der prognostizierten Gesamtd deposition am Immissionsort (14,5 kg) unterschritten. Es ergibt sich deshalb keine Notwendigkeit zur detaillierten Standort-/Vegetationstypendifferenzierung. Selbst für diese ungünstigste anzunehmende Standort-/Vegetationstypenkonstellation ist keine vorhabenbedingte erhebliche Beeinträchtigung aufgrund von eutrophierend/versauernd wirkender Stickstoffeinträge möglich.

Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie

Der LRT 3260 als Habitat des **Bachneunauges** umfasst die gesamte Fließstrecke des Olbitzbachs im oben definierten Einwirkbereich des Vorhabens. Eine erhebliche Beeinträchtigung durch die vorhabenbedingte Stickstoffdeposition konnte für den Olbitzbach in dessen Funktion als Habitat für die Charakterarten des LRT 3260 ausgeschlossen werden. Das Bachneunauge ist gemäß BfN (1998)⁴² sowohl Anhang-II-Art als auch Charakterart des LRT 3260. Naturschutzfachlich ergeben sich dabei keine andersartigen Beurteilungskriterien. Das Vorhaben wirkt sich demnach auch nicht auf die Lebensräume des Bachneunauges als Anhang-II-Art erheblich beeinträchtigend aus.

Die Besiedlung von Fließgewässern durch **Biber** ist weniger abhängig von der Trophiestufe der Gewässer und angrenzender Strukturen. Wie bereits beschrieben, werden auch Meliorationsgräben, Teichanlagen und Torfstiche besiedelt. Härtere Kriterien für eine Besiedlung stellen gute Äsungsbedingungen, ausreichende Wasserführung und nach Möglichkeit wenig gestörte Rückzugsmöglichkeiten (Biberburg) dar. Mit der Erkenntnis, dass die prognostizierten zusätzlichen Stickstoffeinträge in den LRT des FFH-Gebiets zu keiner schädlichen Veränderung in Hinsicht auf deren Erhaltungszustand führen, kann auch eine erhebliche Beeinträchtigung dersel-

⁴² Bundesamt für Naturschutz (BfN, Hrsg. 1998): „Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000 - BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie“. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup.



ben als maßgeblichen Lebensraum der lokalen Population der Anhang-II-Art ausgeschlossen werden. Auf die genannten maßgeblichen Habitatkriterien für die Besiedlung der geschützten Olbitzbachniederung hat das Vorhaben keinen beurteilungsrelevanten Einfluss.

Die Beurteilung der Erheblichkeit des Wirkpfades der vorhabenbezogenen Stickstoffdeposition im Bereich der Lebensräume der gemeldeten Anhang-II-Arten im Schutzgebiet kommt deshalb zu dem Ergebnis, dass diesbezüglich keine erhebliche Beeinträchtigung vom Vorhaben zu erkennen ist.

8. Kumulative Wirkung mit weiteren Plänen und Projekten

Hintergrund

Im Sinne der FFH-Richtlinie sind die Wirkungen des Vorhabens in Verbindung mit weiteren Plänen und Projekten zu prüfen. Art. 6 Abs. 3 der FFH-Richtlinie sieht vor, dass Pläne oder Projekte, die ein besonderes Schutzgebiet "einzeln oder in Zusammenwirkung mit anderen Plänen und Projekten erheblich beeinträchtigen könnten", eine Prüfung auf Verträglichkeit mit den für dieses Gebiet festgelegten Erhaltungszielen erfordern. Der Projektbegriff wurde bereits in der Einleitung des Kapitels 4 näher definiert.

Konkretisierung

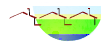
Die EUROPÄISCHE KOMMISSION (2000)⁴³ hat hierzu in ihrem Leitfaden "Natura 2000 - Gebietsmanagement: Die Vorgaben des Artikels 6 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG" unter Nr. 4.4.3 ausgeführt: „Aus mehreren, für sich allein genommen geringen Auswirkungen könne durch Zusammenwirkung eine erhebliche Auswirkung erwachsen. Sinn dieser Bestimmung sei, kumulative Auswirkungen zu berücksichtigen, die sich allerdings oft erst im Laufe der Zeit herausstellten. In diesem Zusammenhang könne man "bis zu einem gewissen Grade" Pläne und Projekte in die Verträglichkeitsprüfung einbeziehen, wenn diese das Gebiet dauerhaft beeinflussten und Anzeichen für eine fortschreitende Beeinträchtigung des Gebiets bestünden. Darüber hinaus sollten bereits genehmigte Pläne und Projekte berücksichtigt werden, die noch nicht durchgeführt oder abgeschlossen wurden, sowie "tatsächlich vorgeschlagene" Pläne und Projekte.“ (ebd.).

Zeitliche Rangfolge

Nähere Aussagen von zu berücksichtigenden Projekten, insbesondere zur zeitlichen Rangfolge der Berücksichtigung, enthält das sog. Trianel-Urteil⁴⁴: „Erkennbarer Sinn und Zweck der von Art. 6 Abs. 3 FFH-RL geforderten Summationsbetrachtung ist, auch eine schleichende Beeinträchtigung durch nacheinander genehmigte, für sich genommen das Gebiet nicht erheblich beeinträchtigende Vorhaben zu verhindern. Mit dieser Zielsetzung ist die - von der Beigeladenen und der Bezirksregierung geteilte - Auffassung des LANUV in der Stellungnahme vom Mai 2011 nicht vereinbar, dass sämtliche bereits genehmigten Vorhaben bei der Summationsbetrachtung außer Betracht bleiben müssten und nur noch das beantragte sowie - etwa durch Erlass eines

⁴³ Natura 2000 – Gebietsmanagement: Die Vorgaben des Artikels 6 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG.

⁴⁴ Urteil 8 D 58/08.AK des Oberverwaltungsgerichtes Nordrhein-Westfalen vom 01.12.2011.



Vorbescheids - "planerisch verfestigte" Vorhaben in die Ermittlung der Zusatzbelastung einzu-beziehen seien.“

[...] Problematisch sind solche Fälle, in denen die Belastungsgrenze weitgehend ausgeschöpft ist, aber nach der Unterschutzstellung als FFH-Gebiet mehrere neue Projekte hinzutreten, die auf das FFH-Gebiet einwirken und alle zusammen nicht FFH-verträglich sind, sie es aber je einzeln oder in einzelnen Kombinationen wären. In einer solchen Konstellation würde den Vor-gaben der Richtlinie jedenfalls entsprochen, wenn keines der Projekte zugelassen würde. Richt-linienkonform ist aber auch eine Vorgehensweise, bei der nur so viele der anstehenden Projek-te zugelassen werden, dass eine wesentliche Beeinträchtigung ausscheidet. Im letzteren Fall ist es notwendig, anhand eines bestimmten, hinreichend klaren Kriteriums festzulegen, welche der Vorhaben genehmigungsfähig sind.“

Entscheidend ist nach der Rechtsprechung des Oberverwaltungsgerichtes Nordrhein-Westfalens der Zeitpunkt, in dem der Genehmigungsbehörde ein prüffähiger Antrag vorliegt. Denn ab diesem Zeitpunkt sind die Auswirkungen des Vorhabens hinreichend konkret vorher-sehbar. Findet eine Öffentlichkeitsbeteiligung statt, kann spätestens mit Auslegung der Unterla-gen davon ausgegangen werden, dass der Antrag prüffähig ist. Auf die inhaltliche Qualität der Antragsunterlagen, insbesondere ihre materiell-rechtliche Überzeugungskraft kommt es nicht an. Die einmal gewonnene zeitliche „Rangstelle“ kann einem Projekt nicht durch einen zeitlich nachfolgenden prüffähigen Antrag für ein anderes Vorhaben wieder entzogen werden. Dasjeni-ge Projekt, das als später hinzukommendes bewirken würde, dass die Schwelle zur FFH-Unverträglichkeit überschritten würde, kann nicht genehmigt werden. Das Prioritätsprinzip be-wirkt also, dass (erst) das nachfolgende Projekt, das im Zusammenwirken mit den anderen Pro-jekten zu erheblichen Beeinträchtigungen führen würde, nicht genehmigungsfähig ist. Auf diese Weise ist auch gewährleistet, dass ein Vorhabenträger nicht durch außerhalb seiner Sphäre lie-gende Umstände gezwungen wird, seinen ursprünglich vollständigen Antrag nachträglich zeit-aufwändig durch eine neue FFH-Verträglichkeitsprüfung zu vervollständigen.

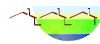
Die Prüfung der kumulierenden Wirkung erfolgt hier also für alle Projekte im Sinne der FFH-Richtlinie, die von der Ausweisung des FFH-Gebietes Dezember 2004 bis zum jetzi-gen Zeitpunkt (August 2015) als verfestigt galten.

Wann sind weitere Pläne und Projekte zu berücksichtigen?

Die Prüfung der Relevanz dieser Projekte richtet sich nach dem bereits im Kapitel 4 beschrie-benen Wirkspektrum. Hier wird sich auf die Wirkfaktoren des Vorhabens beschränkt, für die ei-ne Betroffenheit des Schutzzwecks nicht von vornherein offensichtlich auszuschließen war (vgl. Tabelle 2, S. 25). Diese Interpretation entspricht auch dem Konsens beim Expertenworkshop des Bundesamts für Naturschutz (BfN)⁴⁵.

Eine erhebliche Beeinträchtigung des FFH-Gebiets konnte im ersten Schritt nur durch Stick-stoffdeposition nicht offensichtlich ausgeschlossen werden. Daher ist auch nur diese weiter zu berücksichtigen.

⁴⁵ Expertenworkshop des Bundesamts für Naturschutz (BfN) - Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm vom 27. bis 29. Oktober 2014.



Erst bei Überschreitung des Abschneidekriteriums bzw. des lebensraumspezifischen CL erfolgt eine von der Vorbelastung unabhängige kumulierende Betrachtung im Rahmen der Prüfung der N-Bagatelle von 3 bzw. 5 % des CL (vgl. Abbildung 11) bzw. der Flächenbagatelle nach LAM-BRECHT & TRAUTNER (2007).

Nach dem o. g. Bericht zum BAST-F+E-Vorhaben (2012) bzw. dem daraus resultierenden o. g. BAST-Leitfaden-Entwurf (2014) können erhebliche Beeinträchtigungen durch Stickstoffdeposition offensichtlich ausgeschlossen werden, wenn

- das Abschneidekriterium von 0,3 kg N/ha x a (vgl. Kap. 4.5) eingehalten wird.

Im ersten Schritt wurden die LRT sowie die Lebensräume der Anhang-II-Arten hinsichtlich des Abschneidekriteriums geprüft.

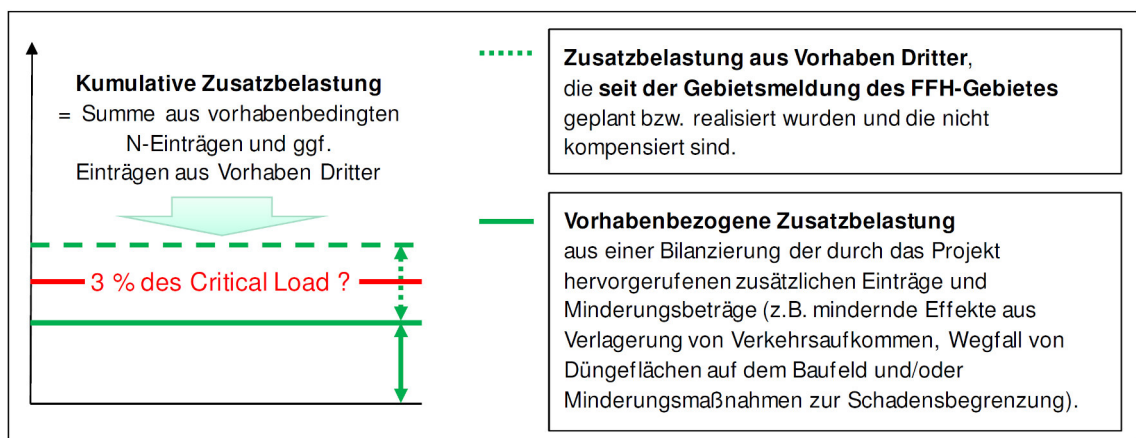


Abbildung 11: Grafik nach BAST (2014) mit Zusammensetzung der Zusatzbelastung zur Prüfung, ob die Bagatellschwelle für Stickstoffeinträge überschritten wird

In drei LRT wird das Abschneidekriterium überschritten. Daher folgte im zweiten Schritt im Kapitel 7 i. V. m. Anhang 5 (Teilgutachten Büro ÖKO-DATA) die Ermittlung standortspezifischer CL. Demnach können erhebliche Beeinträchtigungen durch Stickstoffdeposition ausgeschlossen werden, wenn

- der lebensraumspezifische Critical Load unter Berücksichtigung der Vorbelastung⁴⁶ (vgl. dazu o. g. Ammoniakimmissionsprognose und Abbildung 12) nicht überschritten wird.

⁴⁶ Die Vorbelastung umfasst eine korrigierte Hintergrundbelastung (dies umfasst auch Vorhaben zwischen Schutzgebietsausweisung und dem Bezugsjahr 2009) sowie die Berücksichtigung von genehmigten (verfestigten) und realisierten Vorhaben Dritter seit dem Bezugsjahr des UBA-Datensatzes (2009)

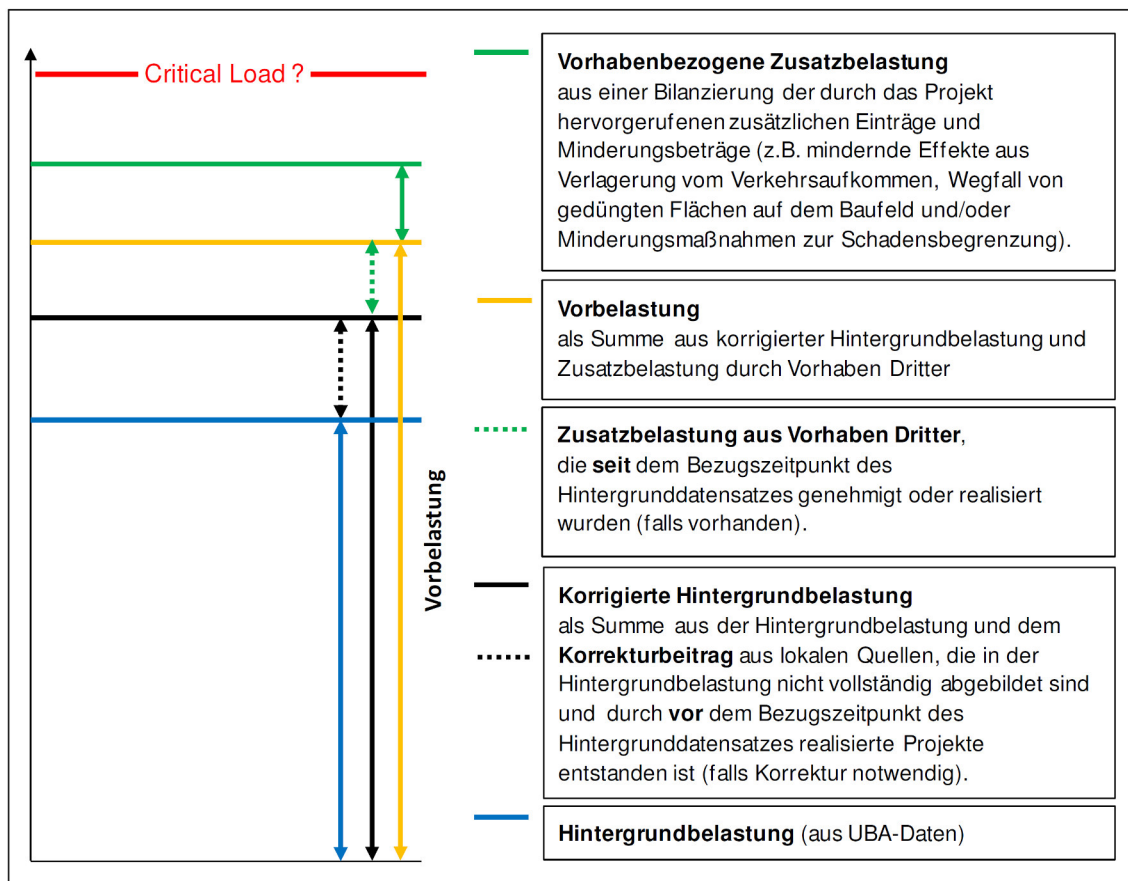


Abbildung 12: Grafik nach BAST (2014) mit Zusammensetzung der Gesamtbelastung zur Prüfung, ob der Critical Load überschritten wird

Im Ergebnis wird festgestellt, dass der standortspezifische CL durch die Vorbelastung (vgl. Fußnote 46) und die vorhabenbedingte Zusatzbelastung an allen Beurteilungspunkten nicht überschritten wird.

Somit können erhebliche Beeinträchtigungen durch Stickstoffdeposition ausgeschlossen werden. Kumulierende Wirkungen von weiteren Plänen und Projekten zur Prüfung der N-Bagatelle bzw. der Flächenbagatelle sind daher nicht zu berücksichtigen.

9. Fazit

Im Anschluss an eine Erörterung des Wirkpotentials des Vorhabens unter Einbeziehung der örtlichen Gegebenheiten einschließlich recherchierter sowie vor Ort aufgenommener Daten zu Flora und Fauna konnte eine erhebliche Beeinträchtigung des beschriebenen NATURA2000-Gebiets „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“ (EU-Nr.: DE 4039-302, Landes-Nr. FFH 0063) durch das Vorhaben des vorhabenbezogenen Bebauungsplans der Gemeinde Düben „Sondergebiet Tierhaltung“ auch im Zusammenwirken mit anderen Plänen und Projekten ausgeschlossen werden. Es besteht keine Notwendigkeit Maßnahmen zur Minderung der Auswirkungen/Schadensbegrenzung zu veranlassen.



10. Zusammenfassung

Die Schweinehaltung Düben GmbH & Co. KG plant an ihrem Standort die Errichtung weiterer Ställe, Güllelagerkapazitäten und Nebenanlagen. Für das Vorhaben ist ein gesondertes Bauleitplanverfahren erforderlich. Zur Schaffung der planungsrechtlichen Sicherheit des Vorhabens ist die Aufstellung eines vorhabenbezogenen Bebauungsplans der Gemeinde Düben „Sondergebiet Tierhaltung“ vorgesehen.

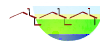
Die vorliegende Unterlage untersuchte dabei, inwieweit das Vorhaben als NATURA2000-verträglich zu erachten ist.

Maßstab dieser Verträglichkeitsuntersuchung ist die Eignung des Vorhabens Erhaltungsziele von Schutzgebieten erheblich zu beeinträchtigen. Insofern war zu prüfen, ob das Vorhaben im benachbarten FFH-Gebiet „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“ (minimal 1,4 km westlich des Vorhabenstandorts) vorkommende, für das Gebiet repräsentative, LRT oder Anhang-II-Arten und deren Habitate aus dem Meldeinventar erheblich beeinträchtigen könnte. Die Erheblichkeit orientiert sich am Verschlechterungsverbot. Schutzziel ist die Bewahrung eines günstigen Erhaltungszustands bzw. eine Überführung in einen solchen der repräsentativen LRT/Anhang-II-Arten.

Es wurde das relevante Wirkspektrum des Vorhabens beschrieben und zunächst untersucht, ob sich eine beschriebene potentielle vorhabenbedingte Wirkung offensichtlich ausschließen lässt. Dabei wurden bei Bedarf spezifische Wirkräume diskutiert. Ließ sich eine vorhabenbedingte Wirkung offensichtlich ausschließen, erfolgte im weiteren Verlauf des Gutachtens keine weitere Prüfung des Wirkfaktors mehr. Andernfalls erfolgte eine Tiefenprüfung unter Berücksichtigung einer möglichen Kumulationswirkung mit anderen Plänen und Projekten.

Als wesentlicher, da nicht offensichtlich auszuschließender, Wirkpfad des Vorhabens und deshalb Auslöser der Tiefenprüfung ergab sich die ammoniakemissionsbedingte Stickstoffdeposition im Bereich von LRT 3260 und LRT 91E0 und Anhang-II-Arten-Lebensräumen im FFH-Gebiet. Die Untersuchung erfolgte anhand einer Stickstoffdepositionsprognose mittels Ausbreitungsrechnung (AUSTAL2000) im Rahmen eines den Unterlagen zum B-Plan beiliegenden Immissionsgutachtens. Methodisch erfolgte die Beurteilung der Stickstoffdeposition mittels CL-Werte in Anlehnung an die Prüfprozedur gemäß BASt (2014) unter Berücksichtigung der darin diskutierten Sonderfälle. Für den LRT 3260 konnte eine vorhabenbedingte erhebliche Beeinträchtigung auch hinsichtlich einer kumulierenden Wirkung mit anderen Plänen und Projekten ausgeschlossen werden. Für den LRT 91E0 konnte dies zunächst nicht sicher ausgeschlossen werden, weshalb ein Sondergutachten beim Büro ÖKO-DATA in Auftrag gegeben wurde. Im Ergebnis dieser beiliegenden Unterlage (vgl. Anhang 4) ergibt sich keine erheblichen Beeinträchtigung dieses LRT.

Abschließend ist deshalb nach der Erörterung der Schutzgegenstände und des untersuchten vorhabenbedingten Wirkspektrums von keinen Auswirkungen i. S. e. erheblichen Beeinträchtigung von FFH-Gebieten insbesondere des benachbarten o. g. auch in Hinblick auf eine mögliche Kumulation mit anderen Plänen und Projekten auszugehen.



Es ergibt sich deshalb keine Notwendigkeit zur Planung von Maßnahmen zur Minderung der Auswirkungen/Schadensbegrenzung.

Diese Arbeit umfasst 47 Seiten sowie fünf Anhänge mit insgesamt
81 nicht durchgehend nummerierten Seiten

Ahrensfelde, den 23.09.2015

verfasst durch:

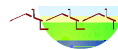
geprüft durch:

Stefan Püchner, Dipl.-Ing. (FH)
f. Landschaftsnutzung u. Naturschutz

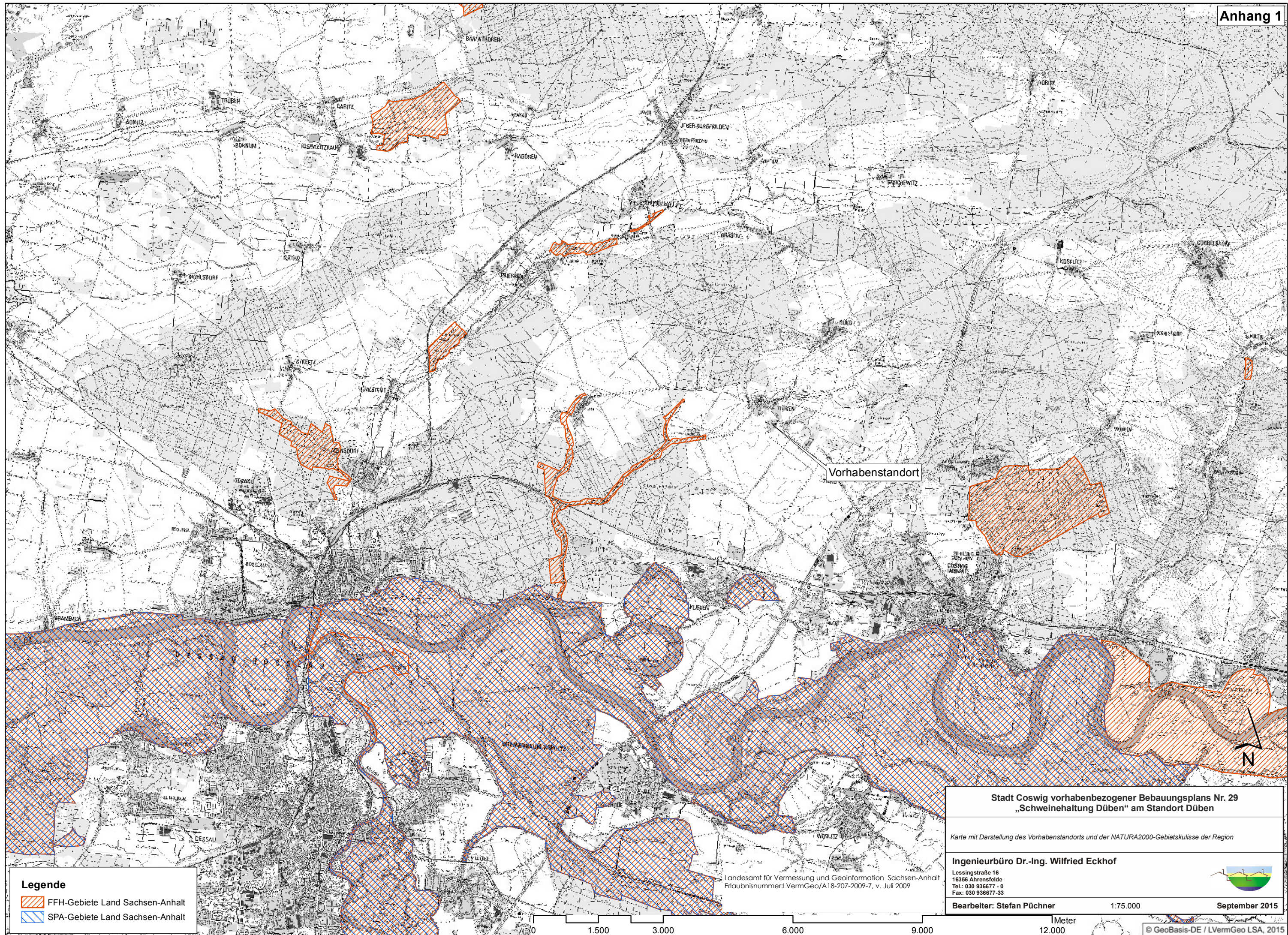
Timothy Kappauf, Dipl.-Ing. (FH)
f. Landschaftsnutzung und Naturschutz

Verfasser

Prüfer

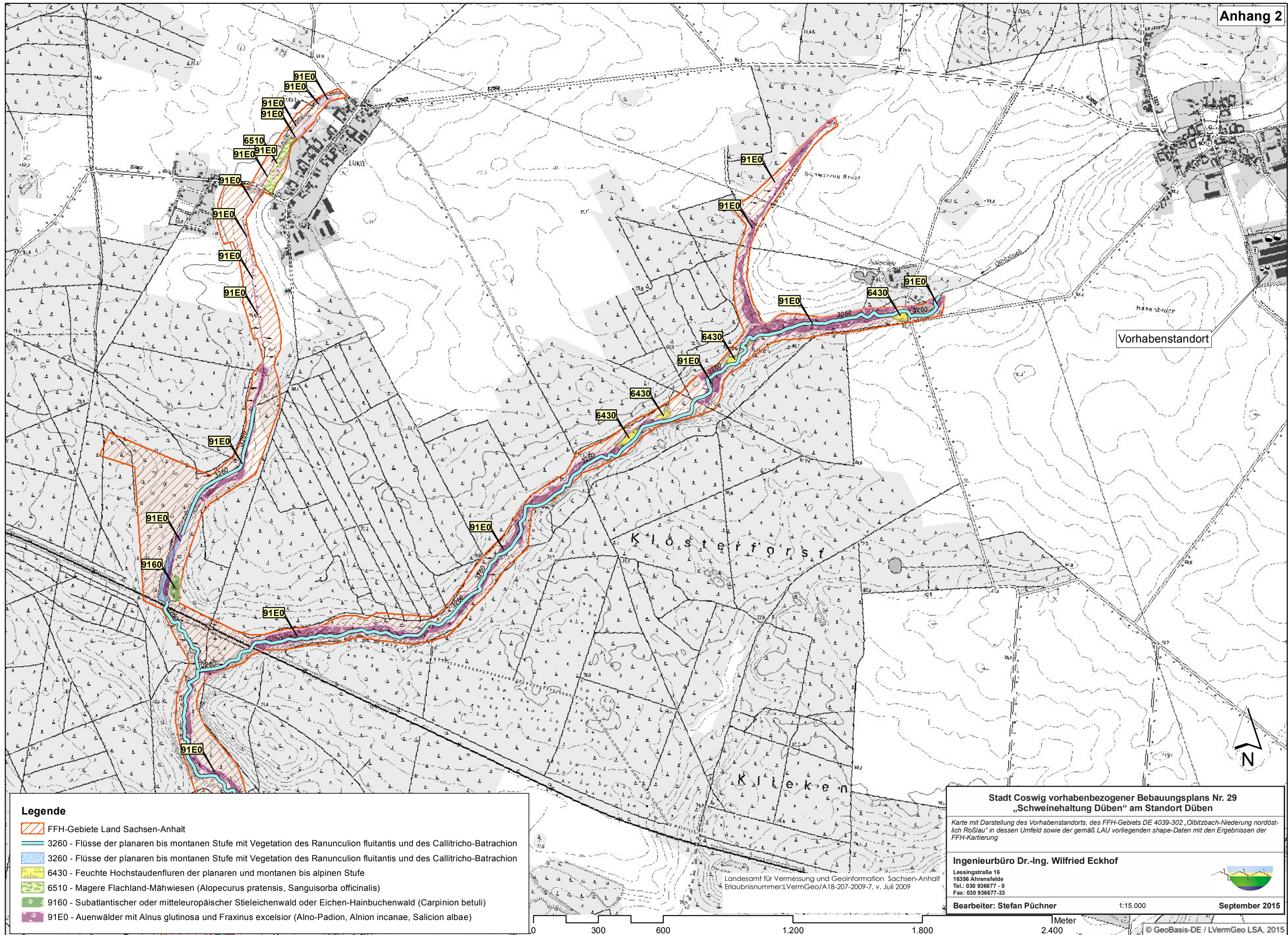


Ingenieurbüro Dr.- Ing. Wilfried Eckhof



Legende

- FFH-Gebiete Land Sachsen-Anhalt
- SPA-Gebiete Land Sachsen-Anhalt



Legende

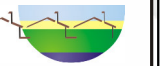
- FFH-Gebiete Land Sachsen-Anhalt
- 3260 - Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des Ranunculon fluitantis und des Callitricho-Batrachion
- 3260 - Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des Ranunculon fluitantis und des Callitricho-Batrachion
- 6430 - Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe
- 6510 - Magere Flachland-Mähwiesen (Alopecurus pratensis, Sanguisorba officinalis)
- 9160 - Subatlantischer oder mitteleuropäischer Stieleichenwald oder Eichen-Hainbuchenwald (Carpinion betuli)
- 91E0 - Auenwälder mit Alnus glutinosa und Fraxinus excelsior (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)

**Stadt Coswig vorhabenbezogener Bebauungsplans Nr. 29
„Schweinehaltung Düben“ am Standort Düben**

Karte mit Darstellung des Vorhabenstandorts, des FFH-Gebiets DE 4039-302 „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“ in dessen Umfeld sowie der gemäß LAU vorliegenden shape-Daten mit den Ergebnissen der FFH-Kartierung

Ingenieurbüro Dr.-Ing. Wilfried Eckhof

Lessingstraße 16
16356 Ahrensfelde
Tel.: 030 936677 - 0
Fax: 030 936677-33



Bearbeiter: Stefan Püchner

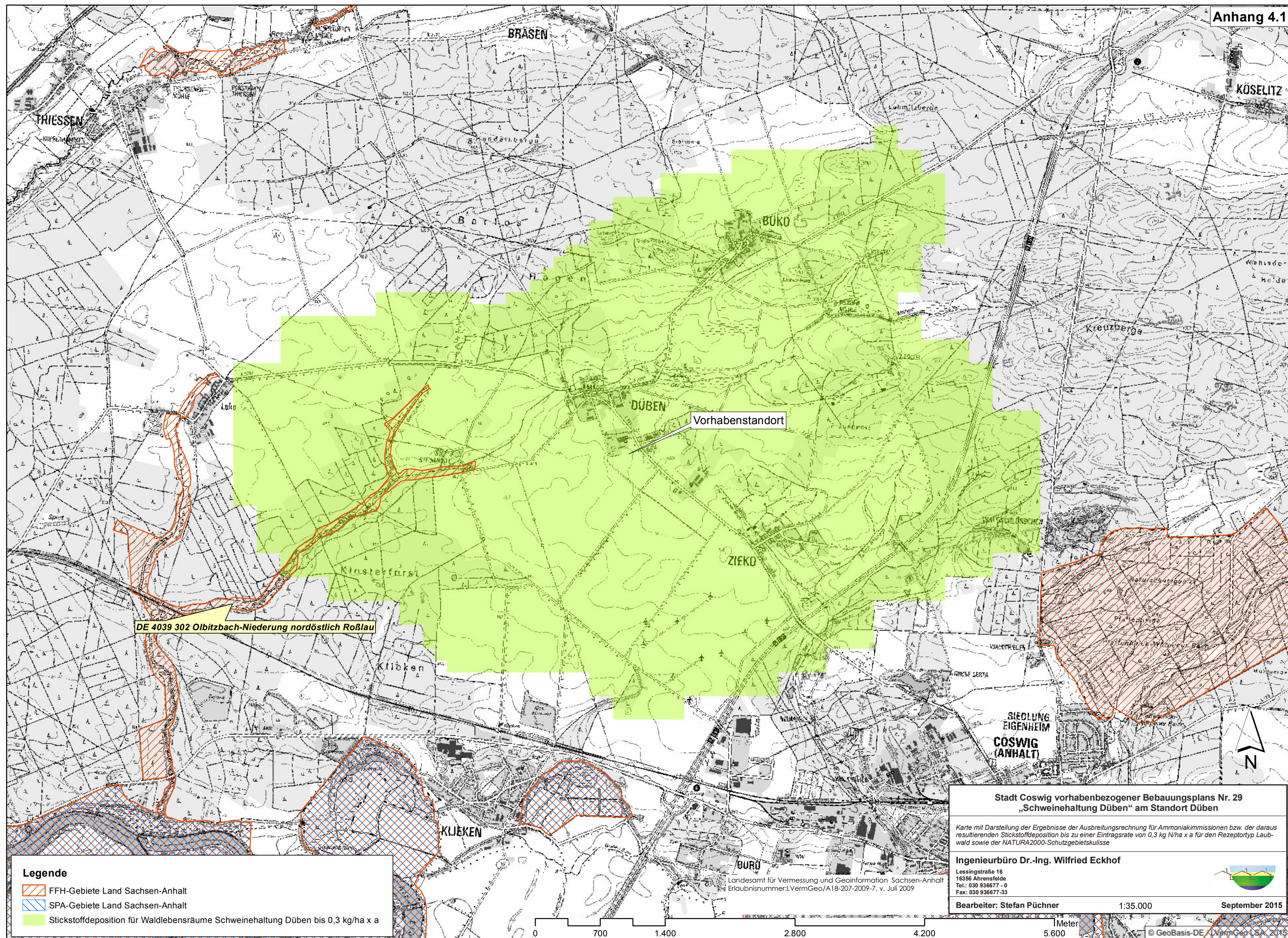
1:15.000

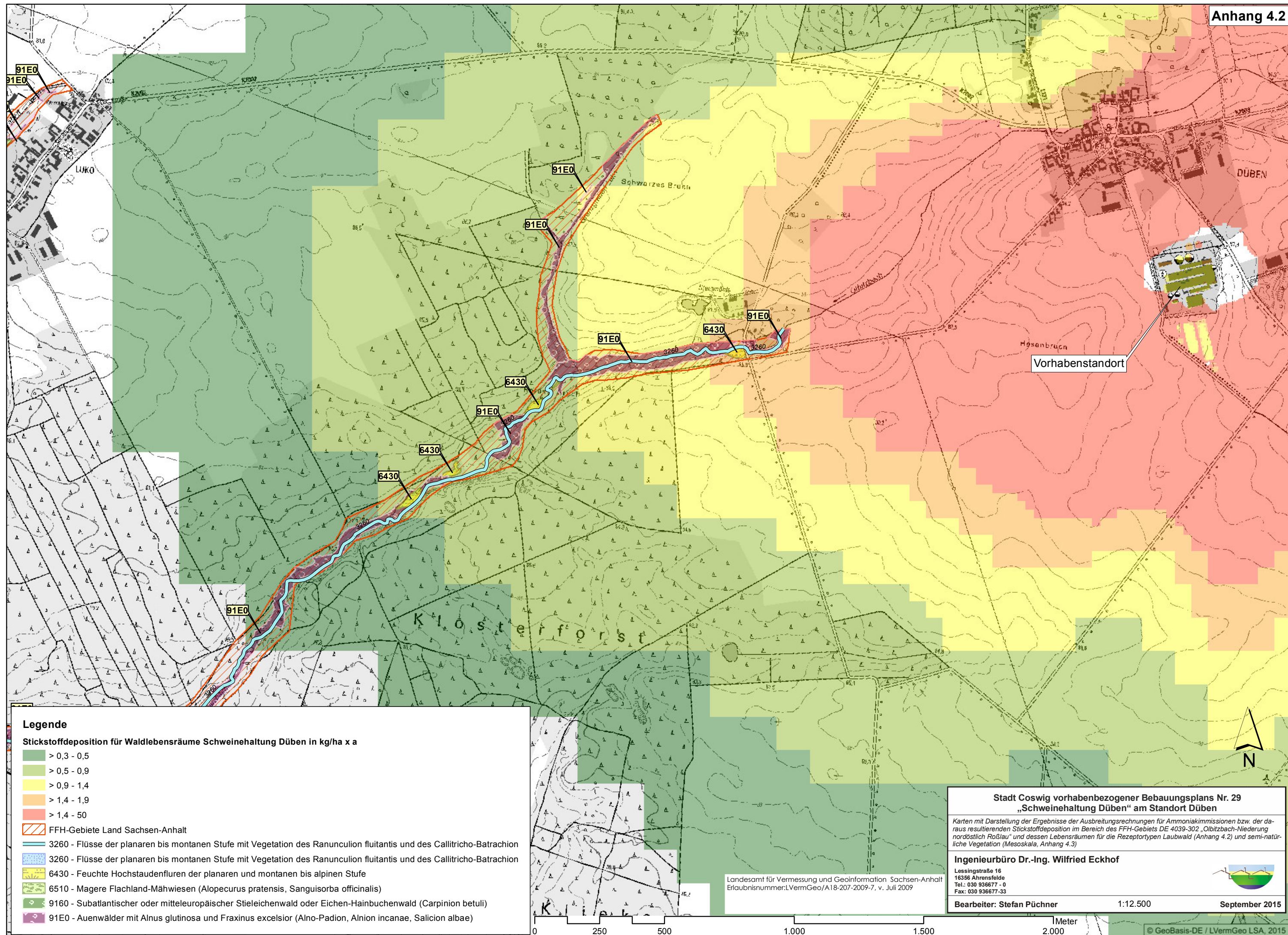
September 2015

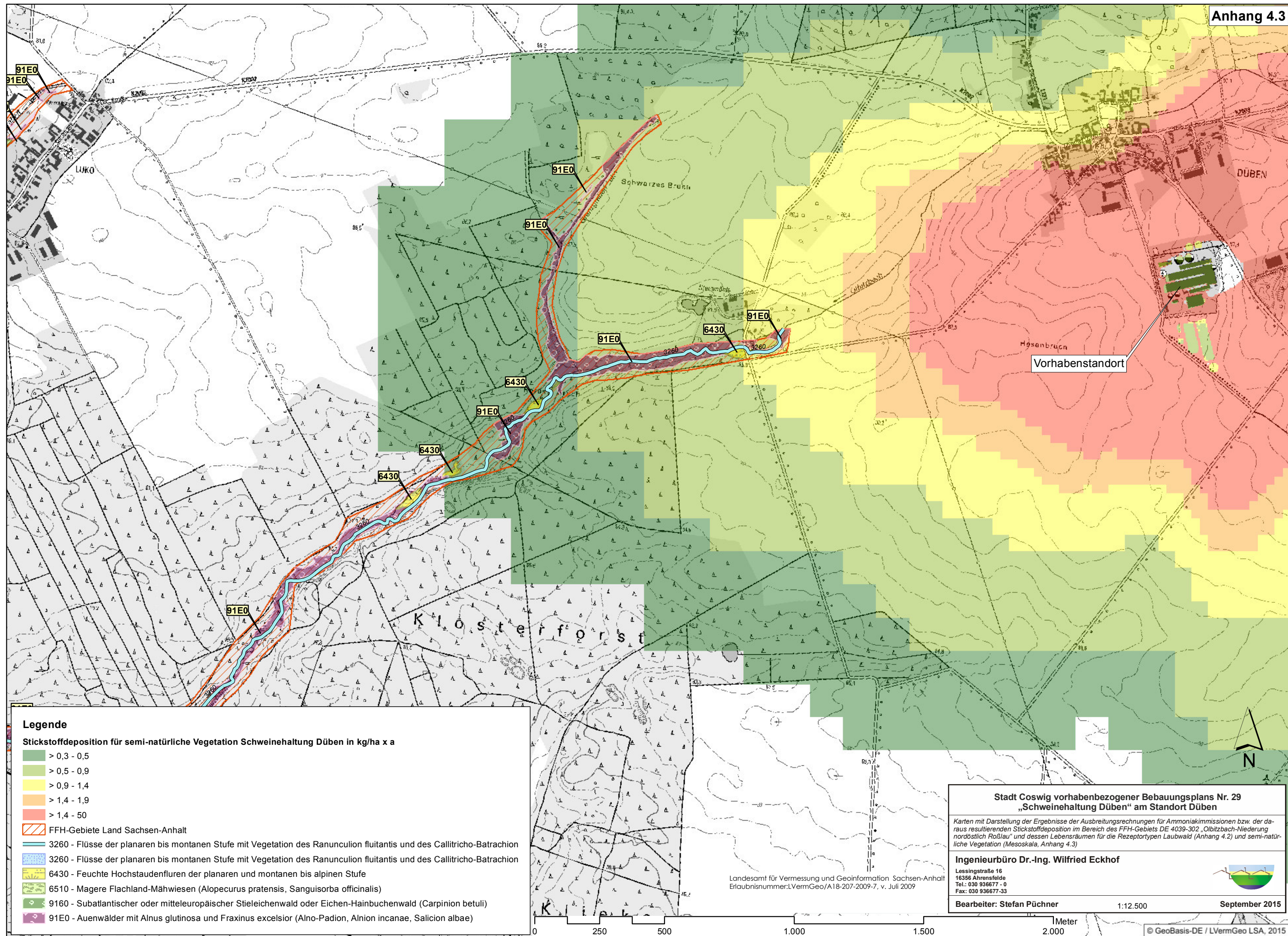
Landesamt für Vermessung und Geoinformation Sachsen-Anhalt
Erlaubnisnummer: LVermGeo/A18-207-2009-7, v. Juli 2009

1 Meter
2.400



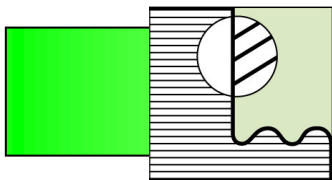






Büro ÖKO-DATA Strausberg:

„Teil-Gutachten zur FFH-Verträglichkeitsprüfung von eutrophierenden und versauernden Stickstoffeinträgen in das FFH-Gebiet „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“ im Wirkraum der geplanten Erweiterung einer Schweinemastanlage bei Düben“



**Teil-Gutachten zur
FFH-Verträglichkeitsprüfung
von eutrophierenden und versauernden
Stickstoffeinträgen in das
FFH-Gebiet
„Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“
im Wirkraum der geplanten Erweiterung einer
Schweinemastanlage bei Düben**

Auftraggeber:
Leon van Dijck
Schweinehaltung Düben

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

Strausberg, 15. September 2015

Inhaltsverzeichnis

1	Aufgabenstellung	7
2	Untersuchungsgebiet	8
3	Critical Loads-Konzept	10
3.1	Empirische Critical Loads	10
3.2	Das DECOMP-Modell zur Ermittlung von Critical Loads	11
3.3	Das SMB-Modell zur Ermittlung von Critical Loads	11
3.3.1	Methodischer Ansatz zur Berechnung von Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge	11
3.3.2	Methodischer Ansatz zur Berechnung von Critical Loads für versauernde Stoffeinträge	12
3.4	Methoden und Modelle zur Ermittlung von Referenzdaten für die Critical Loads-Modellierung	17
3.4.1	Das BERN-Modell als Datenbasis für die Ermittlung von vegetationsspezifischen Eingangswerten für die Modellierung	17
3.4.2	Kritische Belastbarkeitsschwellen für FFH-LRT	23
3.4.3	Sonstige Eingangsdaten in die Critical Loads-Berechnung	32
3.4.4	Ermittlung des Zielzustandes einer LRT-Fläche	44
3.4.5	Entwicklungsprognose des Erhaltungszustandes im Plan-Nullfall	45
3.5	Diskussion der Modelle und Schlussfolgerungen für die Anwendbarkeit auf die FFH-Verträglichkeitsprüfung	45
3.5.1	Gründe für die Wahl der Modelle zur Ermittlung von Critical Loads	45
3.5.2	Unsicherheiten der Modelle und Eingangsdaten	46
4	Bewertungsmaßstäbe	49
5	Datengrundlagen	51
5.1	Abiotische Bestandteile der LRT	51
5.2	Biotische Bestandteile der LRT	52
5.3	Depositionen im Untersuchungsgebiet	52
5.3.1	Hintergrunddepositionen	52
5.3.2	Historische Zeitreihen und Trends der Depositionen	53
5.3.3	Zusatzbelastungen im Planfall	54
5.4	Erhaltungsziele	54
5.4.1	Vorgaben	54
5.4.2	Ableitung der Schutzgüter für die Bestimmung von Belastbarkeitsgrenzen	56
5.4.3	Ableitung der bestandserhaltenden Nutzung/Pflege für die Bestimmung von Belastbarkeitsgrenzen	56
5.5	Critical Limits für den Zielzustand der maßgeblichen Bestandteile der LRT	57
6	Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung	59
6.1	Modellierungsergebnisse	59
6.2	Validierung	60
7	Überschreitungen der Critical Loads	62
8	Entwicklung des Erhaltungszustandes und Bewertung der Erheblichkeit der vorhabenbedingten Zusatzdepositionen	64
8.1	Eutrophierende Wirkung	64
8.2	Versauernde Wirkung	65
9	Zusammenfassung	66

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Logarithmischer GAPON-Austausch-Koeffizient Al bzw. H zu Ca+Mg+K [eq m^{-3}] ^{-1/2} (de Vries & Posch 2003).....	17
Tab. 2:	Kritische Minima und Maxima von C/N-Verhältnissen zur Gewährleistung eines langfristigen Gleichgewichtes von Immobilisierung und Mineralisierung im Humus (Klap et al. 1997).....	26
Tab. 3:	Kritische untere Spannungsgrenze des optimalen Bereiches von basischen Kationen zu Stickstoff-Ionen in der Biomasse für ausgewählte Waldgesellschaften (ICP Modelling & Mapping 2004) und Graslandgesellschaften (Grobabschätzung nach Bolte 2006).....	27
Tab. 4:	Kritische untere Spannungsgrenze des pH(H ₂ O)-Wertes für die Pufferbereiche der Böden (nach Ulrich 1987).....	28
Tab. 5:	Kritische (akzeptable) N-Konzentrationen in der Bodenlösung zur Berechnung von CL _{nut} N (aus Manual ICP Modelling & Mapping 2010).....	28
Tab. 6:	Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren und Tongehaltsklassen (verändert nach de Vries 1990) sowie Reinds et al. 2001 in ICP Manual S. V-14.....	33
Tab. 7:	Netto-Stoffgehalte der Hauptbaumarten in Derbholz mit Rinde (Jacobsen et al. 2002, de Vries et al. 1990).....	38
Tab. 8:	Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten.....	39
Tab. 9:	Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masse-Verhältnisse (de Vries et al. 1990).....	39
Tab. 10:	Netto-Stoffentzüge durch die verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen Ökosysteme*.....	40
Tab. 11:	Zuordnung der in Deutschland typischen Ausgangssubstrate zu den Muttergesteinsklassen.....	40
Tab. 12:	Matrix zur Bestimmung der Texturklasse aus Sand- und Tongehalten (Eurosoil 1999).....	42
Tab. 13:	Bestimmung der Verwitterungsklasse.....	42
Tab. 14:	Verwitterungsrate bezogen auf 0,5 m Bodentiefe nach de Vries et al. (1993).....	42
Tab. 15:	Bodenformen an den BP-Standorten der LRT-Flächen.....	51
Tab. 16:	Aktuelle repräsentative Vegetation an den BP-Standorten der LRT-Flächen.....	52
Tab. 17:	Hintergrunddepositionen Stickstoff- und Schwefelverbindungen 2009 (Kruit et al. 2014) für den Landnutzungstyp Laubwald.....	53
Tab. 18:	Hintergrunddepositionen basischer Kationen 2009 (Kruit et al. 2014) für den Landnutzungstyp Laubwald.....	53
Tab. 19:	Rekonstruierte Depositionsgeschichte im UG.....	53
Tab. 20:	Entwicklungsziel der Vegetation an den Critical Beurteilungs-Punkten zur Erhaltung/Herstellung eines günstigen Erhaltungszustandes (vgl. Kap. 3.4.4).....	56
Tab. 21:	Ausgewertete Stetigkeitstabellen der Ziel-Pflanzengesellschaften.....	56
Tab. 22:	Bodenabhängige Critical Limits zur Berechnung des Critical Loads für die Sicherung eines stabilen multifunktionalen Zielzustandes der LRT (vgl. Kap. 3.4.2.2 und Kap. 3.4.2.4).....	57
Tab. 23:	Kritische Schwellenwerte der Pflanzengesellschaften gegenüber Versauerung und Eutrophierung (vgl. Kap. 5.2 in Verbindung mit Kap. 3.4.2.1, 3.4.2.6 und Kap. 3.4.2.5).....	58
Tab. 24:	Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Load-Berechnung für den eutrophierenden Einfluss von Stickstoff (CL _{nut} N).....	59
Tab. 25:	Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den versauernden Einfluss von Stickstoff und Schwefel (CL _{max} N).....	59
Tab. 26:	Vergleich der Critical Loads der BERN/SMB -Modellierung mit den empfohlenen niederländischen CL-Werten nach van Dobben & van Hinsberg 2008.....	60
Tab. 27:	Überschreitungen der Critical Loads für den eutrophierenden N-Eintrag an den Critical Load-Punkten.....	62
Tab. 28:	Überschreitungen der Critical Loads für den versauernden N-Eintrag an den Critical Load-Punkten.....	63

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Lage der Beurteilungspunkte	9
Abb. 2:	Beispiel des Datenbankformulars für eine Pflanzengesellschaft mit Angaben zu den präferierten Referenz-Standorttypen, einschließlich der Liste der höchstet und standorttreu vorkommenden Arten mit Deckungsgrad	21
Abb. 3:	Beispiel eines Datenbankformulars für eine Pflanzenart mit Angaben zu den ökologischen Nischenbreiten in Auswertung von Vegetationsaufnahmen an anthropogen unbelasteten Standorten	22
Abb. 4:	Möglichkeitsverteilungsfunktion der höchsteten Arten (gelbe, orange und braune Linien) einer Gesellschaft und die resultierende Zugehörigkeitsfunktion der Gesellschaft (schwarze Linie) durch Anwendung des $A\gamma$ -Operators	23
Abb. 5:	Existenzmöglichkeitsbereiche der Waldgesellschaften in der mäßig klimafeuchten sommerwarmen Klimastufe und die Wirkung von N-Einträgen (verstärkt durch S-Einträge) auf die Standortparameter C/N-Verhältnis und Basensättigung (stickstoffinduzierter disharmonischer Standortgradient)	24
Abb. 6:	Beispielhafte Prinzipdarstellung der modellgestützten Bestimmung der kritischen C/N- und BS-Limits zur Erhaltung einer naturnahen selbstregenerierungsfähigen Pflanzengesellschaft	25
Abb. 8:	Zeitreihen der S- und N-Depositionen in den Laubwald-LRT des UG (IIASA/CIAM 2007)	54

1 Aufgabenstellung

I. Veranlassung und Ziele

Herr Leon van Dijck beabsichtigt am Standort Düben (Sachsen-Anhalt) die vorhandene Schweinemastanlage am gleichen Standort zu erweitern. Der Anlagenstandort liegt ca. 1,5 km entfernt zur nächstgelegenen Grenze des FFH-Gebietes „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“ (DE 4039-302).

Nicht grundsätzlich auszuschließen ist, dass Teile dieses FFH-Gebietes durch Luftschadstoff-Emissionen aus dem Betrieb der geplanten erweiterten Anlage zukünftig zusätzlich belastet werden könnten.

Bei der Bewertung anthropogener Einflüsse auf FFH-Lebensraumtypen muss entsprechend EU-FFH-Richtlinie 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. Deshalb müssen zunächst die realistischen Entwicklungsziele für die maßgeblichen Bestandteile der Lebensraumtypen mit Hilfe des BERN-Modells ermittelt werden, für die der Critical Load als Indikator für den Erhalt bzw. die Wiederherstellung eines guten ökologischen Zustandes dienen soll.

Das Ziel des angebotenen Projektes ist die **Prüfung der Erheblichkeit und Vermeidbarkeit erheblicher Auswirkungen** von eutrophierenden und versauernden Stickstoffeinträgen aus dem Betrieb der Schweinemastanlage bei Düben einschließlich ihrer geplanten Erweiterung auf die Erhaltungsziele des FFH-Lebensraumtyps 91E0* im FFH-Gebiet „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“. Innerhalb des Betrachtungsgebietes werden im Rahmen einer Einzelfalluntersuchung die Belastbarkeitsgrenzen („Critical Loads“) standortspezifisch ermittelt. Weitere Kriterien (Bagatellschwelle von 3% des Critical Load, aber auch besondere Standortcharakteristika, betroffener Flächenanteil am LRT, funktionale Bedeutung und Besonderheit in Anlehnung an die Flächenbagatell-Vorschläge von Lambrecht & Trautner 2007) werden ggf. bei der Bewertung der Erheblichkeit der Zusatzbelastungen berücksichtigt.

Für das Gutachten werden folgende Themenbereiche bearbeitet:

1. Ermittlung der Belastbarkeitsgrenzen (Critical Load) für den Erhalt eines günstigen Erhaltungszustandes der FFH-LRT im UG,
2. Ermittlung der Überschreitungen der Critical Load,
 - 2.1 durch die aktuelle Hintergrundbelastung ($\text{NO}_x + \text{NH}_y$, SO_x jeweils Trocken- und Nassdeposition) (letzter veröffentlichter Datensatz des UBA),
 - 2.3 durch die Gesamtdosition (Hintergrundbelastung + vorhabenbedingte Zusatzdeposition) im Planfall,
- 3 Bewertung der Erheblichkeit der zusätzlichen Beeinträchtigungen des Erhaltungsziels der FFH-Lebensraumtypen,
4. Prognose der Entwicklung der LRT im Planfall unter Berücksichtigung der Hintergrundbelastung und vorhabenbedingten Zusatzbelastung.

2 Untersuchungsgebiet

Der Betrachtungsraum ergibt sich aus der Ausbreitungsberechnung der objektbedingten Stickstoff-Zusatzdeposition mit der Grenze der Isolinie bei $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Dieses Abschneidekriterium ist begründet durch die Nachweisbarkeitsgrenze von ökologischen Effekten (Balla et al. 2014).

Die maßgeblichen Bestandteile sind sowohl die abiotischen (Bodenform, Hydromorphieform, Klimaregionaltyp), als auch die biotischen Kompartimente (Vegetationsform) der Lebensräume. Die LRT-Flächen im Betrachtungsraum können hinsichtlich ihrer Critical Load-relevanten Eigenschaften zu Standorts-/Vegetations-Typen kombiniert werden.

Im Betrachtungsraum ergeben sich 3 verschiedene Ausprägungstypen des LRT 91E0*, für die jeweils eine standortspezifische Einzelfallbeurteilung durchgeführt werden muss.

Für jeden Ausprägungstyp wird in derjenigen entsprechenden LRT-Fläche, die dem Vorhabenstandort am nächsten liegt, nahe der quellenzugewandten Flächengrenze, ein Beurteilungspunkt gesetzt (vgl. Abb. 1). Somit ist für alle LRT-Flächen eines Ausprägungstyps jeweils ein Punkt hinsichtlich der Critical Loads-relevanten Standortfaktoren repräsentativ, d. h. der für diesen Typ ermittelte CL(N) gilt für alle Flächen dieses Typs. Dieser Punkt trägt gleichzeitig das höchste Risiko hinsichtlich der zu erwartenden zusätzlichen vorhabenbedingten Beeinträchtigungen. Wird er nicht erheblich belastet, kann auch keine andere Fläche dieses Typs erheblich belastet werden.

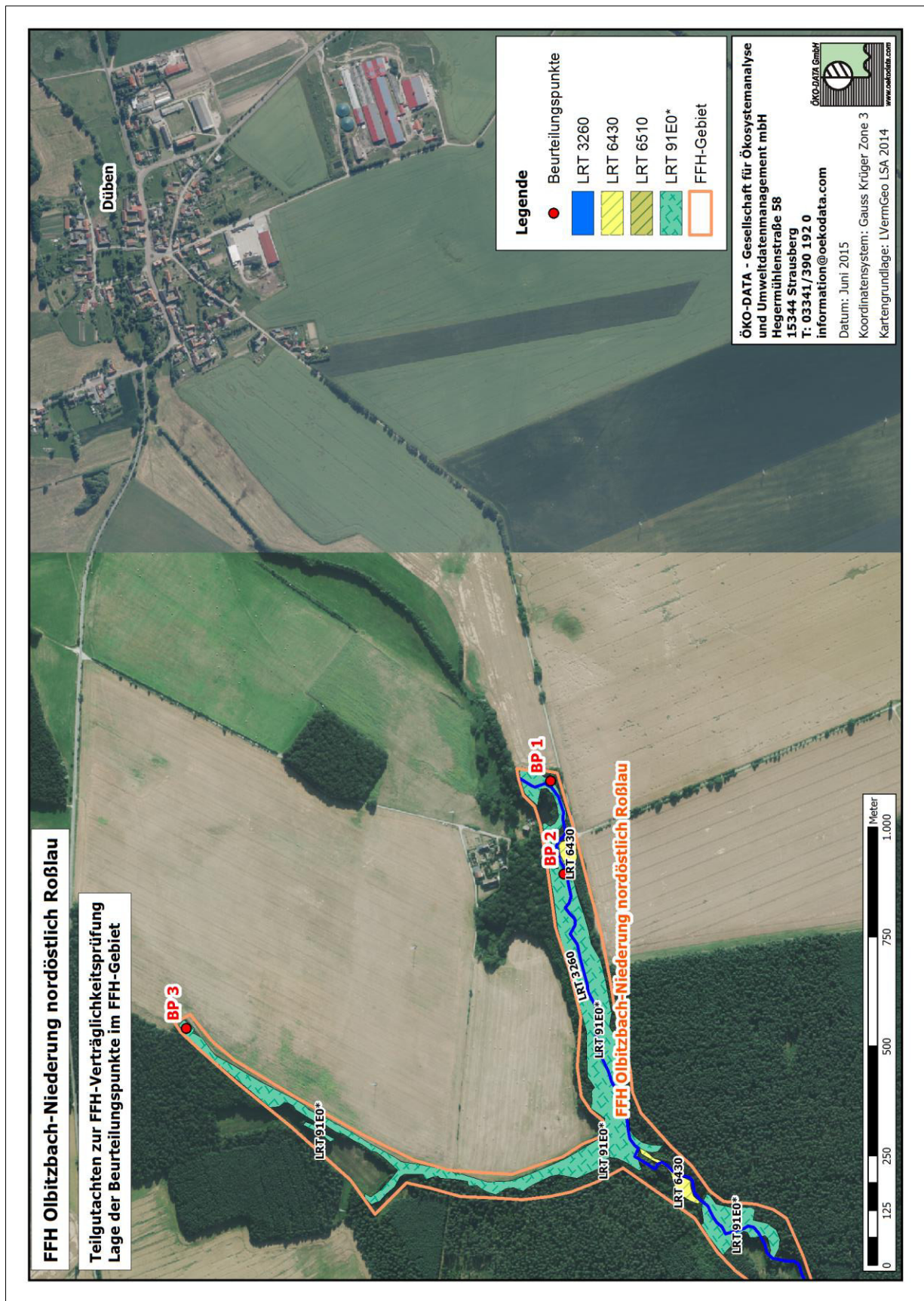


Abb. 1: Lage der Beurteilungspunkte

3 Critical Loads-Konzept

Unter dem Begriff Critical Loads sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen zu verstehen. Als Wert für die Critical Loads wird in quantitativer Abschätzung derjenige Schadstoffeintrag bestimmt, bei dessen Unterschreitung nach derzeitigem Kenntnisstand schädliche Effekte am ausgewählten Schutzgut mit Sicherheit ausgeschlossen werden können. Dabei werden sowohl mittel- als auch langfristig zu erwartende Schäden unter Berücksichtigung von unterschiedlich langen Reaktionszeiten von Pflanzen auf unterschiedlich hohe Belastungen betrachtet.

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. Deutschland ist Mitglied in dem für diese Aufgabe verantwortlichen ICP Modelling & Mapping (International Cooperative Programme on Modelling & Mapping of Critical Loads and Levels, Air Pollution Effects, Risks and Trends). Das National Focal Center Deutschlands für dieses Programm 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 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 & Gregor 1999). Als Schutzgut wurde das Ökosystem mit allen seinen Komponenten, insbesondere Vegetation, Boden, Bodenwasser und Grundwasser betrachtet.

Die o. g. Definition der Critical Loads ist dem Mapping Manual (ICP Modelling & Mapping 2010) entnommen und gilt für die Anwendung im Rahmen der UNECE Working Group on Effects.

Diese Definition kann für eine Anwendung von Critical Loads im Rahmen der FFH-Richtlinie inhaltlich übernommen werden, jedoch basiert die Ermittlung von Critical Loads für FFH-Lebensraumtypen auf für diesen Schutzzweck modifizierten Grundlagen und Methoden. Die in den periodisch erscheinenden CCE-Reports des ICP Modelling & Mapping (zuletzt 2012 – CCE 2013) veröffentlichten Critical Loads für Europa sind auf regionaler Ebene daher nicht auf FFH-Lebensraumtypen übertragbar. Im Folgenden werden mit „Critical Loads“ die speziell für FFH-Lebensraumtypen ermittelten Werte verstanden, die mit den Critical Loads im europäischen Maßstab gemäß CCE-Report oder den nationalen deutschen Critical Loads im 1x1 km² Rasterystem nicht zwangsläufig übereinstimmen.

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 (CL_{emp}N) 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 & 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 (Bobbink & Hettelingh 2011).

Für mitteleuropäische Buchen- und Eichenwälder ist in der revidierten Liste der CL_{emp}N 2010 eine Spanne von Critical Loads (CL_{emp}N) von 10 - 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹, für Fichten- und Tannenwälder eine Spanne von 10 - 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und für Kiefernwälder 5 - 15 kg N ha⁻¹ a⁻¹ angegeben. Diese CL_{emp}N sind spezifiziert auf verschiedene Schutzgüter bezogen, z. B. auf den Schutz des Grundwassers vor ansteigenden Nitratreinträgen, 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. Die CL_{emp}N für Wälder basieren auf Expertenschätzungen. Belastbare Studien lagen auch 2010 nicht vor. Ebenso fehlen etliche Waldtypen, wie zum Beispiel die FFH-Lebensraumtypen der Hainbuchen-, Erlen-/Eschen-, Weiden- und Ahorn-/Ulmen-/Linden-Schluchtwälder, die Moorwälder, alpinen Wälder u. a..

Empirische CL für mitteleuropäisches Grasland und Heiden reichen von 5 bis 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die untere Spanne berücksichtigt die besondere Empfindlichkeit von Moosen und Flechten. Bei den Mähwiesen, Weiden und Heiden hängt der CL im Wesentlichen von der Bewirtschaftungsintensität ab. Diese CL_{emp}N für Grasland 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 Das DECOMP-Modell zur Ermittlung von Critical Loads

Die auf das DECOMP-Modell gestützte Methode zur Ermittlung von Critical Loads berücksichtigt dynamische Veränderungen von Ökosystemen, hier mit dem Fokus auf den Stoffhaushalt von Stickstoff und Basen. Die grundlegende Annahme besteht darin, dass in Mitteleuropa insbesondere im 20. Jahrhundert durch versauernde und eutrophierende Luftschadstoffeinträge signifikante Veränderungen des ökosysteminternen Stoffkreislaufes in den meisten naturnahen Ökosystemen bereits stattgefunden haben.

In der 2. Hälfte des vorigen Jahrhunderts entstanden Nährstoffungleichgewichte in vielen Ökosystemen, geprägt von Basenmangel bei gleichzeitigem Stickstoffüberfluss. Der ökosysteminterne Nährstoffkreislauf ist seitdem nicht mehr im ausgewogenen Gleichgewicht.

Der Modellansatz zur Ermittlung des Critical Loads geht demzufolge davon aus, dass die Deposition auf ein Maß beschränkt werden muss, das es erlaubt, dass sich wieder ein ökosysteminternes Fließgleichgewicht eines ausgewogenen Nährstoffkreislaufes einstellt.

3.3 Das SMB-Modell zur Ermittlung von Critical Loads

3.3.1 Methodischer Ansatz zur Berechnung von Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge

Die Simple Mass Balance ist ein steady state-Modell, das davon ausgeht, dass noch ein ökologisches Gleichgewicht in den betrachteten Ökosystemen besteht, das durch Setzung eines Critical Load in seinem aktuellen Zustand erhalten werden soll.

Wesentliche Standards und Grundlagen für die Modellierung von Critical Loads sind im Mapping Manual zusammengestellt (siehe dazu ausführlich ICP Modelling & Mapping 2004 u. 2010).

Der Critical Load für den eutrophierenden Stickstoffeintrag wird in Anwendung der Massenbilanz-Methode (SMB) entsprechend Manual wie folgt ermittelt:

Der zulässige Stickstoffeintrag ins Ökosystem 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:

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

wobei:

$CL_{nut}N$ = Critical Load für eutrophierenden Stickstoffeintrag [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]

N_u = Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]

N_i = Netto-Stickstoff-Immobilisierungsrate [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]

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

N_{de} = Denitrifikation von Stickstoff [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]

Die Netto-Immobilisierungsrate ist der Anteil an N, der mit dem Blatt- bzw. Nadelfall organisch gebunden in die Humusschicht eingeht und dort dauerhaft organisch gebunden, also ungelöst und damit nicht pflanzenverfügbar verbleibt (vgl. Kap. 3.4.3.1). Ein kleiner Anteil an der Immobilisierungsrate resultiert auch aus der Reimmobilisierung von bereits gelöstem (mineralisiertem) N, das wieder von Bodenorganismen aufgenommen und somit organisch gebunden immobilisiert wird.

Die Denitrifikationsrate ist der Anteil an Stickstoffverbindungen, der wieder aus dem Boden in die Atmosphäre ausgegast wird (vgl. Kap. 3.4.3.1).

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) (s. Kap. 3.4.3.3). Dieser Austrag wird auf ein tolerierbares Maß begrenzt, indem kritische Konzentrationen für die Bodenlösung definiert wurden (vgl. Kap. 3.4.2.5).

Die Netto-Mineralisierung wird - im langfristigen Gleichgewichtszustand – auf null gesetzt, da eine Überschuss-Mineralisierung nicht zugelassen werden soll.

Die N_2 -Fixierungsrate durch einige Pflanzen bzw. ihre Symbionten wird als vernachlässigbar eingeschätzt. Dies ist deshalb gerechtfertigt, weil die hohen Depositionsraten von reduzierten und oxidierten N-Verbindungen in Deutschland i. d. R. dazu führen, dass Pflanzen die Aufnahme von molekularem N_2 aus der Luft reduzieren und vorzugsweise NO_x oder NH_y aus den Luftverunreinigungen aufnehmen, da für die Verstoffwechslung dieser N-Verbindungen weniger Energie benötigt wird als zur Verwertung von N_2 . Limmer (1996) weist nach, dass durch einen Überschuss an Ammonium im Boden das Enzym Nitrogenase bei den meisten N_2 -fixierenden Mikroorganismenarten reversibel inaktiviert wird. Auch unterliegen die N_2 -Fixierer in Anwesenheit von Nitrat in der Konkurrenz mit den Denitrifizierern, die den Elektronenfluss von der Nitrogenase zur Nitratreduktase lenken. Die Nitratabmonifikation läuft ebenfalls bevorzugt ab. Sie hat einen doppelten Hemmeffekt: den Verbrauch von Energiequellen und die Produktion von Ammonium, das wiederum ein direkter Hemmstoff der Nitrogenase ist (ebenda).

3.3.2 Methodischer Ansatz zur Berechnung von Critical Loads für versauernde Stoffeinträge

Stickstoffeinträge wirken sowohl eutrophierend als auch gleichzeitig versauernd.

Die N-Umsetzungsprozesse im Boden-Pflanzen-System finden nur dann in der dargestellten Weise statt (vgl. Kap. 3.3.1), wenn sie nicht durch einen standortfremden Säure-Basen-Status

gestört werden. Weiterhin muss berücksichtigt werden, dass die N-Umsetzungsprozesse auch den Säure-Basen-Status beeinflussen. Diese enge Korrelation erfordert die gleichzeitige Ermittlung eines Critical Loads für die versauernde Wirkung von Stickstoff-Einträgen, gegebenenfalls verstärkt durch Schwefel-Einträge und die Bewertung von möglichen multiplen Wirkungen von N- und S-Einträgen.

Der Critical Load für den aktuellen Säureeintrag wird entsprechend Manual (ICP Modelling & Mapping 2010) nach der „Einfachen Massenbilanz-Methode“ (SMB) berechnet, die die wichtigsten Quellen und Senken für Protonen berücksichtigt. Stickstoffeinträge tragen zwar genauso zur Versauerung bei wie Schwefeleinträge, aber ein Teil von ihnen wird über (später) geerntete Pflanzen entzogen oder im Humus immobilisiert, der Rest wird zum Teil über die Denitrifikation dem Ökosystem entzogen. Entsprechend größer ist der $CL_{\max}N$ gegenüber dem $CL_{\max}(S)$.

Da aus dem Straßenverkehr kein Schwefel emittiert wird, ist mit Bezug zu den straßenbürtigen Zusatzbelastungen nur der $CL_{\max}N$ von Belang. Er ergibt sich mit den Eckwerten für die mindestens erforderliche N-Zufuhr zur Versorgung der Vegetation und der Bodenfauna ($CL_{\min}N$) sowie dem maximalen Critical Load für versauernde S-Einträge $CL_{\max}(S)$ wie folgt:

$$CL_{\min}(N) = N_i + N_u$$

$$CL_{\max}(S) = BC_{dep} - Cl_{dep} + BC_w - Bc_u - ANC_{le(crit)}.$$

$$CL_{\max}(N) = CL_{\min}(N) + \frac{CL_{\max}(S)}{1 - f_{de}}$$

mit:

$CL_{\max}$ = Critical Load (Belastungsgrenzwert) [eq ha⁻¹ a⁻¹]

$CL_{\min}$ = Mindestbedarf an N im Boden-Pflanzen-System [eq ha⁻¹ a⁻¹]

S = Schwefelverbindungen

N = Stickstoffverbindungen

BC_{dep} = Rate der natürlichen Deposition basischer Kationen $BC = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + Na^+$ [eq ha⁻¹ a⁻¹] (vgl. Kap. 5.3.1)

Cl_{de} = Rate der Deposition von Cloridionen [eq ha⁻¹ a⁻¹] (vgl. Kap. 5.3.1)

BC_w = Freisetzungsrates basischer Kationen $BC = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + Na^+$ durch Verwitterung des Ausgangssubstrats [eq ha⁻¹ a⁻¹] (vgl. Kap. 3.4.3.5)

Bc_u = Netto-Aufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation $Bc = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+$ [eq ha⁻¹ a⁻¹] (vgl. Kap. 3.4.3.4)

N_i = Netto-Stickstoffimmobilisierungsrate [eq ha⁻¹ a⁻¹] (vgl. Kap. 3.4.3.1)

N_u = Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [eq ha⁻¹ a⁻¹] (vgl. Kap. 3.4.3.4)

f_{de} = Denitrifikations-Faktor (vgl. Kap. 3.4.3.1)

$ANC_{le(crit)}$ = Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser [eq ha⁻¹ a⁻¹] wie folgt:

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

Um $ANC_{le(crit)}$ zu berechnen, gibt es 4 verschiedene Critical Limits, d. h. Schwellenwerte, bei deren Unter- bzw. Überschreitung schädliche Wirkungen an der Vegetation nicht mehr auszuschließen sind. Zunächst wird je eine Critical Load für jede der 4 Varianten wie folgt berechnet:

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

Eine zu hohe Al^{3+} -Konzentration kann toxisch auf die Pflanzen des Ökosystems wirken, wenn nicht gleichzeitig genügend basische Kationen für 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. Diese Schwelle zur Schädigung ist pflanzenartsspezifisch unterschiedlich hoch (vgl. Kap. 3.4.2.6). Die kritische Aluminium-Auswaschungsrate, die sich ergibt, wenn ein kritisches (beginnend toxisch zu wirkendes) Bc/Al -Verhältnis in der empfindlichsten Art des Vegetationstyps (u. a. insbesondere Nadelbaumarten) erreicht ist, lässt sich wie folgt ermitteln (ICP Modelling & Mapping 2010):

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

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

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

wobei:

$$Bc_{le} = \text{Basenauswaschung [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

$$Bc_{dep} = \text{Rate der natürlichen Deposition pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen (Ca, Mg, K) [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

$$Bc_w = \text{Freisetzungsrates pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch Verwitterung [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

$$Bc_u = \text{Netto-Aufnahmerate pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch die Vegetation [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

Die Ermittlung der Verwitterungsrate basischer Kationen wird in Kap. 3.4.3.5 und der Entzug basischer Kationen in Kap. 3.4.3.4 erläutert.

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

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

In organischen Böden, die aluminiumarm bzw. -frei sind, d. h. in mächtigen Torfschichten, wirkt ein zu niedriges Verhältnis von basischen Kationen zu freien Protonen toxisch. In diesen Fällen wird die kritische Auswaschungsrate von Protonen bestimmt durch:

$$H_{le(crit)} = 0,5 \cdot \frac{Bc_{le}}{(Bc/H)_{crit}}$$

wobei der Faktor 0,5 sich aus der Umrechnung der Maßeinheiten mol in eq ergibt.

Demzufolge ist

$$ANC_{le(crit)} = -0,5 \left(\frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc/H)_{crit}} \right)$$

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

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 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 sowohl von der Menge der deponierten Protonen als auch von diversen Faktoren wie der Verwitterung basischer Kationen, dem Klima, der Vegetation u. a. abhängig.

Ein Austrag von Säureneutralisationskapazität darf bei allen Böden nur zugelassen werden bis zur Erreichung der unteren Grenze des pH-Wertes des natürlichen Pufferbereiches, zu dem die Bodenform nach Bodenart, Muttersubstrat und Horizontfolge im unbelasteten Zustand gehört (vgl. Kap. 3.4.2.4).

Da gilt:

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

wobei:

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

kann wie folgt umgeformt werden:

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

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 Modelling & Mapping 2010), dass die kritische Auswaschungsrate von Al mit dem Sickerwasser nicht höher sein darf als die Freisetzungsrates 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 Modelling & Mapping 2010) 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 Modelling & Mapping 2010).

Dieser ANC_{crit} findet keine Anwendung für Boden-/Vegetationsformen, deren durchwurzelter Bereich überwiegend aus organischer Substanz besteht, d. h. natürlicherweise kein Aluminium enthält (z. B. nicht entwässerte Torfmoore, Heiden mit mächtigen Rohhumusauflagen).

Variante 4: Erhaltung einer vegetationsspezifischen akzeptablen Basensättigung

Böden mit Basensättigungswerten $> 30 \%$ (Kappen-Adrian) verfügen über einen größeren Basenpool, der besondere Bedeutung für die Entwicklung von Pflanzengesellschaften und damit von Biozönosen hat, die auf den Basenreichtum angewiesen sind. Bei diesen Böden würde aber nach der Bestimmungsmethode der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität nach der Methode der 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 Variante 1, die eine Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität bis zu einem kritischen Grenzpunkt in Abhängigkeit vom Aluminium-Gehalt in der Bodenlösung zulässt, würde somit der gesamte Nährkationen-Vorrat 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.

Um den Zusammenhang zwischen den hier mit Hilfe des BERN-Modells ermittelten pflanzengesellschaftsspezifischen Schwellenwert (Critical Limit) für die Basensättigung [$BS_{CN(crit)}$] im Oberboden und einem Grenzwert für den Eintrag von Stickstoffverbindungen herzustellen, muss in das Einfache Massenbilanz-Modell (SMB) dieser Schwellenwert wie folgt aufgenommen werden:

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

$$PS = \text{Sickerwasserrate [m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$$

$$ANC_{le(crit)} = \text{kritischer Schwellenwert für den Austrag von Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser}$$

$$H_{le}^+ = \text{Austrag von H}^+\text{-Ionen [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]} \text{ mit dem Sickerwasser}$$

$$Al_{le}^{3+} = \text{Austrag von Al}^{3+}\text{-Ionen [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]} \text{ mit dem Sickerwasser}$$

$$[H]_{crit} = K_{Gap} \cdot \sqrt{[Bc]} \cdot \left(\frac{1}{E_{Bc(crit)}} - 1 \right) \quad \text{mit} \quad K_{gap} = \frac{1}{k_{HBc} + k_{Albc} \cdot K_{gibb}^{\frac{1}{3}}}$$

wobei:

$$k_{AlBc} = \text{GAPON-Austausch-Koeffizient Al zu Ca+Mg+K}$$

$$k_{HBc} = \text{GAPON-Austausch-Koeffizient H zu Ca+Mg+K}$$

$$E_{Bc(crit)} = BS_{(crit)} / 100 \text{ (vgl. Kap. 3.4.2.1)}$$

$$[Bc] = \text{Konzentration basischer Kationen Ca+Mg+K in der Bodenlösung, ermittelt nach:}$$

$$[Bc] = Bc_{le} / PS$$

Das Verhältnis von $[H]$ zu $[Al]$ wird bestimmt durch das Gibbsite-Gleichgewicht:

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

K_{gibb} ist auf $300 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2}$ (Manual, UBA 1996) gesetzt.

Für die GAPON-Austausch-Koeffizienten Al bzw. H zu Ca+Mg+K stehen derzeit nur Referenzwerte aus den Niederlanden zur Verfügung (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Logarithmischer GAPON-Austausch-Koeffizient Al bzw. H zu Ca+Mg+K $[\text{eq m}^{-3}]^{-1/2}$ (de Vries & Posch 2003)

	Sand	Löss	Ton	Torf
k_{HBC}	3,296	3,193	3,616	2,809
k_{AlBC}	0,503	0,292	-0,595	-0,497

Eine Verifizierung an deutschen Referenzstandorten steht noch aus.

Für die in Deutschland repräsentativen Bodentypen wurden die GAPON-Koeffizienten anhand der Angaben zum Sand-, Schluff- und Tongehalt anhand der Datenbank zur BÜK 1000 (BGR 2008) berechnet, wobei davon ausgegangen wird, dass Löss im Wesentlichen aus Schluff besteht (AG Boden 2005). Die Werte für Torf werden für Hoch- und Niedermoore angewendet.

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.

Als Critical Load wird der niedrigste Wert, der sich für ein Ökosystem aus den Variantenrechnungen ergibt, übernommen:

$$CL_{max}N = \min\{ CL(1)_{max}N; CL(2)_{max}N; CL(3)_{max}N; CL(4)_{max}N \}$$

3.4 Methoden und Modelle zur Ermittlung von Referenzdaten für die Critical Loads-Modellierung

3.4.1 Das BERN-Modell als Datenbasis für die Ermittlung von vegetationsspezifischen Eingangswerten für die Modellierung

Als Schutzgüter im Sinne der Critical Load-Definition (vgl. Kap. 3) werden die für den Schutz von Natura 2000-Gebieten maßgeblichen FFH-Lebensraumtypen und Arten betrachtet. Dies schließt alle Strukturen und Funktionen ein, die für die langfristige Erhaltung oder Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes notwendig sind. Die Critical Loads für eine FFH-VU müssen demzufolge sowohl vegetations-, als auch standortspezifisch ermittelt werden.

Mit Hilfe des BERN-Modells werden die maßgeblichen Bestandteile der LRT (charakteristische Pflanzenarten, wertgebende Pflanzengesellschaften) hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit analysiert. Die Ergebnisse (pflanzenökologische Critical Limits) werden in die SMB-Modelle eingestellt.

Folgende Arbeitsschritte wurden zum Aufbau der Datenbank mit standort-/ vegetationstypischen Critical Loads für FFH-Lebensraumtypen durchgeführt:

1. Zuordnung der charakteristischen Pflanzengesellschaften der FFH-Lebensraumtypen Deutschlands zu ihren Referenz-Standorttypen;
2. Zuordnung von Referenz-Standortparametern zu den Standorttypen, die einen günstigen Erhaltungszustand, d. h. optimale Existenzbedingungen für die charakteristischen Pflanzengesellschaften ermöglichen
3. Ableitung der bodenchemischen und pflanzenphysiologischen Schwellenwerte (Critical Limits) für eutrophierende und versauernde Effekte

Die Philosophie des BERN-Modells baut auf folgenden Grundsätzen auf:

Das BERN-Modell (**B**ioindication for **E**cosystem **R**egeneration towards **N**atural conditions) wurde 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 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 & Hübener 2004) baut auf folgenden Grundlagen auf:

Da sich quasi alle biologischen Ökosystem-Komponenten an ein standorttypisches ausgewogenes 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 Standortstypen 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 Fuzzy-Ansatzes unscharfer Beziehungen nach Zadeh (1978) zwischen Standorttypen und Pflanzenarten unter Berücksichtigung empirisch ermittelter Kenntnisse über die Pflanzen-Physiologie und die sozialen Beziehungen der Pflanzen in Gesellschaften. Der Grad der unscharfen Relation wird bestimmt durch eine Möglichkeits-Verteilungsfunktion des Pflanzenvorkommens in Abhängigkeit von einem oder mehreren Standortfaktoren in einem Wertebereich von 0 bis 1 wie folgt:

$$\pi(\vec{x}) \in \mathbb{R}; \vec{x} \in \mathbb{R}^n$$

$$\vec{x} \in G \text{ wenn } (x_1 \in G_1) \wedge (x_2 \in G_2) \wedge (x_3 \in G_3) \wedge \dots \wedge (x_n \in G_n)$$

wobei:

π	=	Möglichkeitswert der Existenz einer Pflanzenart
$\vec{x}$	=	Vektor der Standortfaktoren ($x_1, \dots, x_n$)
G	=	Menge der für eine Pflanzenart geeigneten Standorte
x_i	=	ein Standortfaktor
G_i	=	Menge der für eine Pflanzenart geeigneten Werte des Standortfaktors x_i
n	=	Anzahl der Standorteigenschaften.

Diese Definition entspricht weitgehend der Definition der ökologischen Nische nach Hutchinson (in: Burrows 1990, 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 (= ökologische) 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, durch Kooperations- und Koexistenzverhältnisse in der Pflanzengesellschaft bestimmt.

In der **BERN-Datenbank** sind zunächst die Arten mit ihren ökologischen Nischen hinsichtlich Basensättigung, pH-Wert, CN-Verhältnis im Oberboden, Bodenfeuchte, Vegetationszeitlänge, klimatische Wasserbilanz und Kontinentalitätsindex sowie Solarstrahlung und Temperatur 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 ökologischen Nischen der in Deutschland repräsentativen natürlichen und halbnatürlichen Pflanzengesellschaften berechnet durch Kombination der unscharfen Nischen ihrer konstanten Arten. Die in Deutschland und angrenzenden Ländern existierenden typischen Kombinationen von Standortfaktoren-Bereichen wurden klassifiziert zu Standortstypen, denen jeweils typische naturnahe Pflanzengesellschaften zugeordnet wurden. Dabei können einem Standorttyp mehrere Pflanzengesellschaften mit unterschiedlichem Möglichkeitsgrad zugeordnet sein und umgekehrt.

Die Datenbanken im BERN-Modell decken die Gesamtfläche Deutschlands ab. Es wurden durch die Kombination der schwer veränderlichen Standortparameter (Klimaregionaltyp, Hydromorphietyp, Ausgangsgestein, Bodentypengruppe) insgesamt 480 Standorttypen in Deutschland ausgewiesen, die sich hinsichtlich ihrer Vegetationsstruktur deutlich voneinander abgrenzen. Diese lassen sich zu 122 Standorttypen-Klassen zusammenfassen. Es sind Marschen, Dünen, Litoralzonen sowie alle terrestrischen Standorttypen des Tief- und Hügellandes, der Mittelgebirge und der Alpen berücksichtigt. Für diese Standorttypen wurden die vorkommenden Pflanzengesellschaften aus Datensammlungen zugeordnet, die an Standorten aufgenommen wurden, die sich weitestgehend in einem ökologischen Gleichgewicht der abiotischen und biotischen Komponenten befanden. Obwohl auch die Wälder, Wiesen, Weiden und Moore bereits in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts anthropogen bedingten Veränderungen durch Nutzungen und Stoffein- und -austrägen unterlagen, führten diese Veränderungen jedoch i.d.R. zu einer gleichzeitigen Ab- oder Zunahme aller essentiellen Stoffe, also wieder zu Ökosystemen in einem ausgewogenen ökologischen Gleichgewicht auf einem anderen Niveau, vergleichbar mit anderen unbeeinflussten Standorten. Erst ab ca. 1975 kam es regional zu deutlichen naturfremden Ungleichgewichten zwischen dem Basen- und dem Trophiestatus durch massive Versauerung bei gleichzeitiger Eutrophierung. Deshalb repräsentieren Standorts- und Vegetationsaufnahmen von vor der intensiven Industrialisierungswelle in der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts i.d.R. ausgewogene (wenn auch nicht immer „natürliche“) Standortbedingungen im ökologischen Gleichgewicht, indikatorisch angezeigt durch das Vorkommen naturnaher/halbnatürlicher Pflanzengesellschaften. Die ca. 20.100 deutschen Vegetationsaufnahmen, die bis heute aus den Stetigkeitstabellen ausgewertet wurden (Anders et al. 2002, Ellenberg 1996, Härtle et al. 2004, Hartmann und Jahn 1967, Hofmann 1969, Hundt 1964, Issler 1942, Klapp 1965, Mahn 1959, 1965, Matuszkiewicz 1958, 1962, Oberdorfer 1957, 1977, 1978, 1992-1998, 2001, Passarge 1964, 2002, Passarge & Hofmann 1968, Preising 1953, Preising et al. 1990a,b und 1997, Schmidt et al. 2002, Schubert 1960, 1991, Tüxen 1937, 1955, 1958, Tüxen & Westhoff 1963, Willner 2002, Willner & Grabherr 2007, Wolfram 1996) verteilen sich auf Deutschland mit Schwerpunkten in überwiegend bewaldeten, von Grasland oder Mooren geprägten Regionen.

Nicht alle ausgewerteten Quellen enthalten quantifizierte Stetigkeitsangaben. Pott (1992) sowie Schubert et al. (1995) zählen die Charakterarten und hochsteten Begleiter ohne eine Stetigkeitstabelle auf. Diese Angaben wurden genutzt, weil für die entsprechenden 11 Gesellschaften keine Stetigkeitstabellen zu ermitteln waren. Die in Grabherr & Mucina (1993) sowie Mucina et al. (1993) genannten Charakterarten und hochsteten Begleiter (z. T. ohne Stetigkeitstabelle) sind in den österreichischen Alpen erhoben worden, es werden dort aber auch weitere Fundorte bzw. -landschaften in Deutschland benannt.

In Auswertung dieser Aufnahmen, die anhand der Karte der potenziell natürlichen Vegetation Deutschlands (BfN 2003) auf Plausibilität überprüft wurden, konnten 322 natürliche und halbnatürliche Pflanzengesellschaften (Assoziationen bzw. Subassoziationen) Deutschlands in die Datenbank aufgenommen werden, die die Standorttypen spontan besiedeln und daher induktiv repräsentieren. Außerdem wurden 40 Forstgesellschaften mit einem guten ökologischen Zustand erfasst.

Es wurden nur Aufnahmen ausgewertet, die an Standorten in einem guten ökologischen Zustand, d. h. an Standorten im ökologischen Gleichgewicht von Nährstoffen, Wasserhaushalt und Wärme, erhoben wurden. Deshalb stammt der überwiegende Teil des Datenmaterials aus der Zeit vor 1960. Damals wurden teilweise heute unübliche Gesellschaftsnamen verwendet. Die Möglichkeit, die aktuelle Synopsis der Pflanzengesellschaften von Dierschke (1994) zu übernehmen, scheitert gegenwärtig u. a. an der Tatsache, dass diese erst in Teilen vorliegt. Zudem entspricht der aktuelle Trend, wenige weit gefasste Gesellschaften durch das Zusammenführen „alter“ Gesellschaften zu definieren, nicht dem Zweck des BERN-Modells, eine möglichst eindeutige Zuordnung von regional spezifischen Gesellschaftsausprägungen zu deutlich verschiedenen Standorttypen zu betrachten.

Die charakteristische Artenkombination einer standortkonstanten Pflanzengesellschaft (Assoziation oder Subassoziation) wird im BERN-Modell gebildet aus den hochsteten Arten mit mindestens 70 % Stetigkeit in allen entsprechenden Aufnahmen und den Charakterarten (= Kennarten), wie sie von den jeweiligen Autoren der Gesellschaft bezeichnet wurden (vgl. Abb. 2). Dabei hat sich bei einigen Autoren gezeigt, dass die Charakterarten nicht immer mit einer hohen Stetigkeit in der veröffentlichten Stetigkeitstabelle angegeben waren. Für Modellierungszwecke wird jedoch davon ausgegangen, dass Charakterarten per Definition hochstet sein sollten, auch wenn sie aus verschiedensten nicht bekannten Gründen an den vom jeweiligen Autor untersuchten Standorten nicht hochstet vorkamen, aber die Gesellschaft dennoch eindeutig definiert wurde. Die Festlegung auf das Stetigkeitskriterium 70 % ergab sich als Erfahrungswert bei der Erstellung der BERN-Datenbank. Die erste Version der Datenbank des BERN-Modells enthielt alle Arten mit mindestens 50 % Stetigkeit. Dies hat sich nicht bewährt. Erst bei schrittweiser Reduzierung der Arten auf jene mit mindestens 70 % Stetigkeit ergab sich eine eindeutige Abgrenzung der Optimumbereiche der Gesellschaften entlang eines abiotischen Standortgradienten voneinander (vgl. Abb. 5). Während die ökologischen Nischen von Gesellschaften sich in den Randbereichen (Ökotonen) weit überlappen können, sind doch die Optimumbereiche deutlich voneinander abgrenzbar. Somit sind nur diese hochsteten (und Charakter-)Arten als Indikatorarten für eindeutig abgrenzbare Standortamplituden (mit unscharfen „Fuzzy“-Grenzen) verwendbar.

Außerdem wurden alle geschützten Pflanzenarten entsprechend BNatSchG, FFH-Richtlinie und EU-Artenschutz-Richtlinie aufgenommen.

ID: 284 **Galio odorati-Fagetum (typ. Subass.) SOUGN. Et TI** **Naturnahe:** natürlich

BERN ID: 2081 **Asperulo-Fagetum (typ. Subass.)** **Gefährdung:**
Quelle: Mayer **Natura 2000:** 9130 **Erste Nutzungsart:** Wald
Jahr: 1964 **mittl. Artenzahl:** 28 **Zweite Nutzungsart:**
Anzahl_Aufnahmen: 29 **Detail:** Pass.u.Holm.(68) Tab.15a **Dritte Nutzungsart:**
Veg.-Typ: **EUNISCode:** G1.63 **Humusform:** mullartiger Moder

soil type (KA5): BB-CF, BB-DD, BBn, BB-RN **Bedeckungsgrad:** ID: 2081, B1 Dg min: 76, B1 Dg max: 100, B2 Dg min: 5, B2 Dg max: 15, S Dg min: 10, S Dg max: 25, K Dg min: 40, K Dg max: 60, M Dg min: 0, M Dg max: 3

soil group unit BUK1000: 14, 18, 19, 26, 27, 32 **climate sun slope plane shade slope:** Mm, Uf, Uff, Uk, Um

Zusammensetzung der Arten: Anzahl der Arten: 19

Anzahl der Arten: 19	ist hochstet	ist Charakterart	ist Differentialart	Bedeckungsgrad
Oxalis acetosella	☒	☐	☐	15
Galium odoratum	☒	☒	☐	15
Poa nemoralis	☒	☐	☐	15
Moehringia trinervia	☒	☐	☐	1
Fagus sylvatica	☒	☒	☐	80
Milium effusum	☒	☐	☐	15
Anemone nemorosa	☒	☐	☐	15
Viola reichenbachiana	☒	☐	☐	1
Mycelis muralis	☒	☐	☐	1
Luzula pilosa	☒	☐	☐	1
Athyrium filix-femina	☐	☐	☒	
Deschampsia caespitosa	☐	☐	☒	
Carex remota	☐	☐	☒	
Carex pilulifera	☐	☐	☒	
Avenella flexuosa	☐	☐	☒	
Veronica officinalis	☐	☐	☒	
Luzula campestris	☐	☐	☒	
Dicranella heteromalla	☐	☐	☒	
Polytrichum formosum	☐	☐	☒	

Gesellschaft auswählen: **In BERN2 anzeigen**

Datensatz: 14 269 von 659 **Kein Filter** **Asperulo-fag**

Abb. 2: Beispiel des Datenbankformulars für eine Pflanzengesellschaft mit Angaben zu den präferierten Referenz-Standorttypen, einschließlich der Liste der höchstet und standorttreu vorkommenden Arten mit Deckungsgrad

Die folgenden geo-ökologischen Standortfaktoren wurden als wesentliche vegetationstypbestimmende Parameter ermittelt und den naturnahen und halbnatürlichen Pflanzengesellschaften und -arten zugeordnet. Diese Zuordnung von Parameterspannen zu Gesellschaften und Arten bilden die Datenbasis des BERN-Modells:

- Bodentyp, Ausgangsmaterial, Substrat, Humusform
- Höhe des Standorts über NN
- Hangneigung [°]
- Exposition [grd:min:sec]
- Wassergehalt bei Feldkapazität [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$], mittl. Grundwasserflurabstand, mittl. Stauwasserstufe
- Basensättigung nach Kappen-Adrian [%] und $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Wert (diese 2 Parameter sind hochkorreliert)
- C/N-Verhältnis [-]
- Klimatische Wasserbilanz [$\text{mm}/\text{Vegetationsmonat}$] (Niederschlag minus Evapotranspiration); dieser Parameter ist korreliert mit $R^2 = 1$ mit dem Parameter der Humidität (Bowen-Wert = potenzielle Evaporation in der Vegetationszeit / Niederschlag in der Vegetationszeit; dieser Parameter ist ebenfalls korreliert mit $R^2 = 0,98$ mit dem Parameter für die Kontinentalität (De Martonne-Index = Niederschlag in der Vegetationszeit / Mitteltemperatur in der Vegetationszeit + 10))
- Vegetationszeitlänge [d a^{-1}] (mittlere Anzahl der Tage pro Jahr mit einer Tagesmitteltemperatur von über 10°C)

- Nutzbare Solarstrahlung [$\text{kWh m}^{-2} \text{a}^{-1}$] (Summe der Lichtenergie in der Vegetationszeit), dieser Parameter beinhaltet den zeitlichen Verlauf der Sonneneinstrahlung in Abhängigkeit vom Einstrahlwinkel entsprechend dem Breitengrad, die Modifikation des Einstrahlwinkels in Abhängigkeit von Hangneigung und Exposition, die Sonnenscheinwahrscheinlichkeit im Jahresmittel, die Überschattung durch überlagernde Vegetationsschichten in Abhängigkeit von deren typischem Deckungsgrad in der Gesellschaft
- Temperatur [$^{\circ}$] vom Minimum (Frost-Härte) über Minimum und Maximum des Optimumplateaus (Beginn und Ende der Photosynthese) bis zum Maximum (Hitzestress).

Die z. T. unscharfen verbalen Angaben zu den Standortfaktoren wurden Referenzmessdaten zugeordnet und diese als unscharfe Wertespannen in die Datenbank übernommen (vgl. Abb. 3).

The screenshot shows a database entry form for the plant species *Luzula luzuloides*. The form includes fields for ID (511) and Name. Below these are tabs for 'Parameter', 'Status of protection', and 'Ellenberg values'. The 'Parameter' tab is active, displaying a table of ecological parameters with their minimum, optimum, and maximum values.

Parameter	Optimum				Unit
	Minimum			Maximum	
soil water content	0,100	0,2	0,3	0,440	[m^3/m^3]
pH value	3,3	3,8	4,5	5	[]
base saturation	10	15	20	28	[%]
C/N-ratio	18	22	25	27	[]
climat. water balance	-37,1	-8,1	59,7	117,8	[mm/veg.month]
vegetation period	40	112	165	195	[days>10°C/year]
solar radiation	100	125	188	313	[$\text{kWh}/\text{m}^2 \text{y}$]
temperature	-23,3	7,22	22,48	53	[°C]

At the bottom, there is a search bar labeled 'Art suchen' with the text 'Luzula albida' entered. Below the search bar is a status bar showing 'Datensatz: 509 von 1928' and a 'Suchen' button.

Abb. 3: 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 charakteristischen Arten mit Hilfe eines Minimumoperators der Fuzzy-Logik ermittelt werden (vgl. Abb. 4).

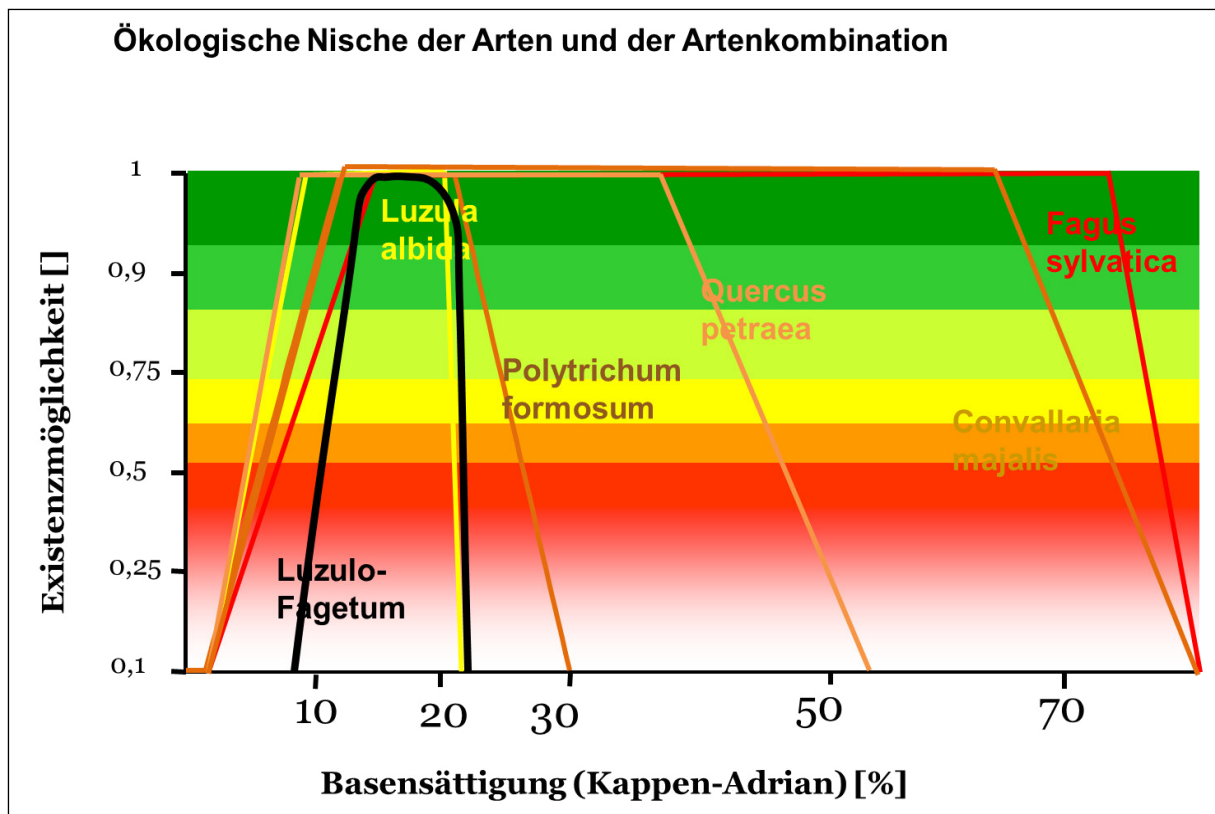


Abb. 4: Möglichkeitsverteilungsfunktion der hochsteten Arten (gelbe, orange und braune Linien) einer Gesellschaft und die resultierende Zugehörigkeitsfunktion der Gesellschaft (schwarze Linie) durch Anwendung des $A\gamma$ -Operators

Diese Datenbasis mit den integrierten Abfragemodulen ermöglicht dem Modellnutzer die Ermittlung der aktuellen ökosystemaren Regenerierungspotenziale, der aktuellen floralen Biodiversität sowie von möglichen Regenerierungszielen, die **Berechnung von kritischen Schwellenwerten für naturnahe und halbnatürliche Pflanzengesellschaften**, die Rekonstruktion und Prognose des Vegetationswandels in Abhängigkeit von der Nutzungs- und Depositionsgeschichte bzw. deren Zukunftsszenarien und der Prognose des Klimawandels.

Für die **Ermittlung der Belastbarkeitsschwellen** zum Schutz der Biodiversität wurde das BERN-Modell genutzt, um den Schutzziele der LRT entsprechende Belastbarkeitsschwellen (Critical Limits) abzuleiten.

3.4.2 Kritische Belastbarkeitsschwellen für FFH-LRT

Entsprechend der Definition des **ökologischen Belastbarkeitsgrenzwertes** („Critical Load“) gegenüber Stoffeinträgen (ICP Modelling & Mapping 2004), die besagt, dass die Belastbarkeitsschwellen eingehalten werden, solange keine Veränderungen der Struktur und der Funktionen der Vegetation zu verzeichnen sind, muss der Belastbarkeitsgrenzwert sich aus einem Schwellenwert der Existenzmöglichkeitsfunktion der Referenz-Pflanzengesellschaft zum Standortparameter ergeben. Ein sinnvoller Schwellenwert ist der Zugehörigkeitsgrad von 1. An diesem Zustandsparameterwert hat die Referenz-Vegetationseinheit 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, oberhalb dessen mit Sicherheit davon ausgegangen werden kann, dass ein hervorragender Erhaltungszustand vorhanden ist und auch langfristig erhalten bleibt. Ein solcher nachhaltig gesicherter hervorragender Erhaltungszu-

stand liegt bei keiner LRT-Fläche im Untersuchungsgebiet vor. 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.

3.4.2.1 Kritisches BS/C/N-Verhältnis zur Erhaltung von Pflanzenarten bzw. Pflanzengesellschaften

Wird durch Nährstoffeinträge oder -verluste das gleiche Nährstoffverhältnis auf höherem oder niedrigerem Niveau entlang eines harmonischen Standortgradienten erreicht, so wandert eine für diesen Standort typische neue natürliche („heutige potenziell-natürliche“) Gesellschaft ein (Ellenberg 1996) (vgl. Abb. 5). Ebenso reagiert die Vegetation auf den Wandel des Verhältnisses zwischen Temperatur und Wasserdargebot mit dem Wandel der Artenstruktur bis hin zum Einwandern von Gesellschaften aus benachbarten Florenzonen.

Aber ein großer Teil der Standorte Mitteleuropas ist gegenwärtig in Folge von bodenchemischen Prozessen in Reaktion auf anthropogene eutrophierende und/oder versauernde Stoffeinträge in den letzten Jahrzehnten von einem unausgewogenen naturfremden Nährstoffverhältnis gekennzeichnet, das so vor Mitte des vorigen Jahrhunderts in Mitteleuropa nicht existiert hatte. Die hohen Stickstoffeinträge der vergangenen Jahrzehnte erhöhen zwar auf der einen Seite das N-Nährstoffangebot, tragen auf der anderen Seite aber zum Verlust von Nährkationen wie Kalzium, Kalium und Magnesium bei, indem N-Einträge versauernd wirken und einen Basenaustrag aus dem Boden verursachen, woraus sich ein disharmonischer Standortgradient ergibt (vgl. Abb. 5). Die Folge war meistens die Abnahme der Vitalität und ökosystemaren Funktionstüchtigkeit zunächst einzelner Individuen bis hin zum Absterben der Population und letztendlich bis zum Verlust der über Jahrhunderte entwickelten natürlichen Pflanzengesellschaft am Standort (Konopatzki & Kirschner 1997). Übrig blieben polyöke Arten (in Fragmentgesellschaften) und es entstehen Derivatgesellschaften (Kopecký et al. 1979).

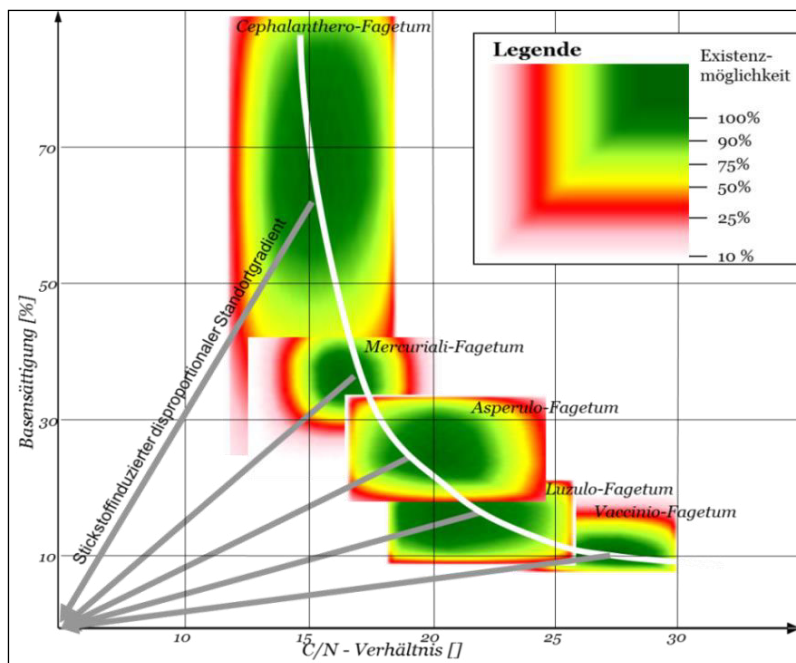


Abb. 5: Existenzmöglickeitsbereiche der Waldgesellschaften in der mäßig klimafeuchten sommerwarmen Klimastufe und die Wirkung von N-Einträgen (verstärkt durch S-Einträge) auf die Standortparameter C/N-Verhältnis und Basensättigung (stickstoffinduzierter disharmonischer Standortgradient)

Der kritische Schwellenwert (Critical Limit) für C/N/BS für die in Abb. 6 beispielhaft dargestellte Referenz-Pflanzengesellschaft liegt am Schnittpunkt des disharmonischen Standortgradienten, der durch N-Einträge verursacht wird, mit der Grenze des Optimum-Plateaus (roter Punkt).

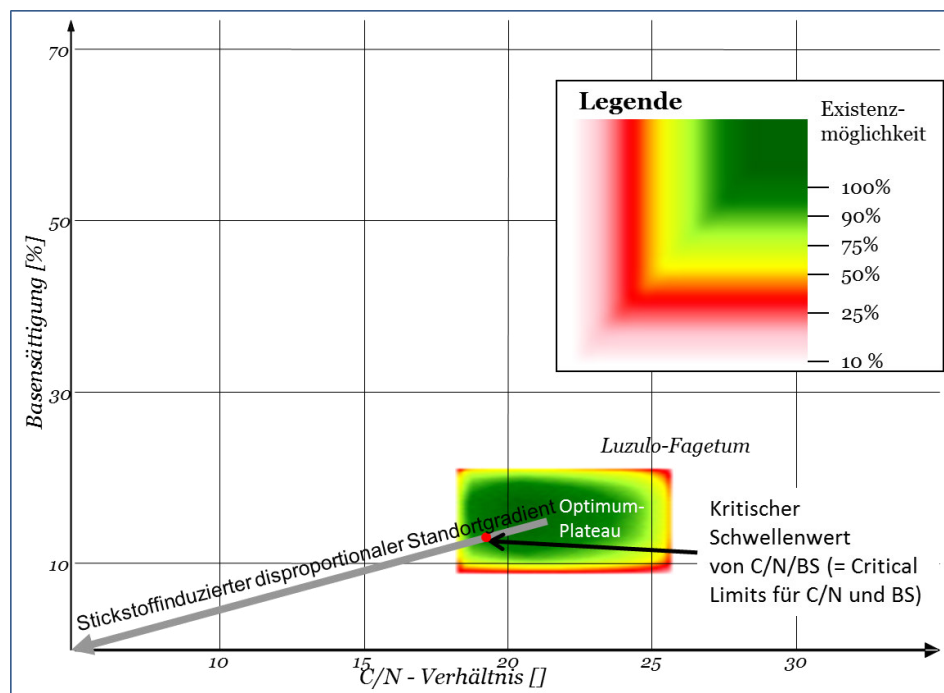


Abb. 6: Beispielhafte Prinzipdarstellung der modellgestützten Bestimmung der kritischen C/N- und BS-Limits zur Erhaltung einer naturnahen selbstregenerierungsfähigen Pflanzengesellschaft

Die so bestimmten Critical Limits für das vegetationsspezifische C/N-Verhältnis für jede Pflanzengesellschaft gehen ein in die Berechnung der Netto-Immobilisierungsrate (vgl. Kap. 3.4.3.1). Das vegetationsspezifische Critical Limit für die Basensättigung geht ein in die Ermittlung der kritischen N-Konzentration in der Sickerwasserrate (vgl. Kap. 3.4.2.5). Außerdem wird das vegetationsspezifische BS_{crit} in die Berechnung der kritischen Austragsrate von Säureneutralisationskapazität nach Variante 4 eingestellt (vgl. Kap. 3.3.2).

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

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. aufgrund sehr niedriger pH-Werte im Humus, insbesondere in Nadelholzbeständen oder aufgrund extremer schwefelbürtiger Versauerung oder zu niedriger Jahresdurchschnittstemperatur), sind die Regenwurm-Populationen nicht mehr lebensfähig. Es findet keine Netto-Mineralisierung, sondern ausschließlich eine Netto-Immobilisierung von Stickstoff im Humus statt. Der Nährstoffkreislauf zwischen Humus- und Mineralbodenoberschicht ist entkoppelt. Rohhumusauf-lagen entstehen.

Ist der untere Extrempunkt ($C/N_{\min(\text{geo})}$) 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 Netto-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 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 bodenartenspezifischen ausbalancierten 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 ausbalanciertes Nährstoffangebot für die Vegetation und die Bodenorganismen.

Der akzeptable niedrigste und höchste Grenzwert des C/N-Verhältnisses im Oberboden (vgl. Tab. 2) wird als Critical Limit in die Critical-Loads-Berechnung eingestellt.

Tab. 2: Kritische Minima und Maxima von C/N-Verhältnissen zur Gewährleistung eines langfristigen Gleichgewichtes von Immobilisierung und Mineralisierung im Humus (Klap 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 $CN_{\min(\text{phyto})}$ erfolgt mit Hilfe des BERN-Modells anhand der statistischen Auswertung der Vegetations-/ Standortparameter an unbelasteten Standorten (siehe Kap. 3.4.2.1).

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.

3.4.2.3 Kritisches Bc/N-Verhältnis zur Vermeidung von Nährstoffungleichgewichten

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

Bei $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ -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). Die im Zuge der Protonenpufferung freigesetzten basischen Kationen gehen für die Säureneutralisation verloren, weil sie – an starke Säuren wie z. B. Schwefel- oder Salpetersäure gebunden – mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden (Fiedler 2001).

Die gelösten ausgewaschenen basischen Kationen gehen so dem Stoffkreislauf zwischen Boden, Humus und Pflanzen verloren. Die Säureneutralisationskapazität nimmt ab. 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 Nährstoffimbilanzen und den bekannten Mangelerscheinungen bis hin zu Nekrosen führt (hier ist insbesondere der Magnesium- und Kalium-Mangel zu nennen).

Basische Kationen und Stickstoff sollten für eine optimale Ernährung und Gesunderhaltung der Pflanzen aber immer in einem ausgewogenen Verhältnis zueinander zur Verfügung stehen. Die Arten des (naturnahen) Lebensraumtyps sind evolutionär an das standorttypische Verhältnis von Basen zu Stickstoff angepasst. Ist ein Nährstoff ein Mangelfaktor, wird die Biomasseproduktion reduziert. Die Bereiche ausgewogener Verhältnisse sind pflanzenartsspezifisch (vgl. Tab. 3).

Tab. 3: Kritische untere Spannengrenze des optimalen Bereiches von basischen Kationen zu Stickstoff-Ionen in der Biomasse für ausgewählte Waldgesellschaften (ICP Modelling & Mapping 2004) und Graslandgesellschaften (Grobabschätzung nach Bolte 2006)

Vegetation	Ca:N	Mg:N	K:N	Summe Bc/N
Fichten-Waldgesellschaften	0,6	0,2	0,2	0,9
Kiefern-Waldgesellschaften	0,5	0,15	0,12	0,7
Rotbuchen-Waldgesellschaften	0,4	0,2	0,2	0,7
Eichen-Waldgesellschaften	0,4	0,2	0,2	0,7
Auenwald-Gesellschaften	0,4	0,2	0,2	0,7
Nass- u. Feuchtwiesen, Feuchstauden	0,2	0,1	0,3	0,6
Frischwiesen/Frischweiden	0,1	0,1	0,4	0,5
Magerrasen	0,1	0,1	0,3	0,5
Kalk-Trockenrasen	0,6	0,2	0,3	1,1
Flutrasen	0,2	0,1	0,5	0,8
Salzrasen	0,2	0,1	0,5	0,8
Heiden	0,4	0,2	0,1	0,7

Solange dieses kritische unterste Bc/N-Verhältnis nicht unterschritten wird, tritt kein Nährstoffungleichgewicht auf.

3.4.2.4 Kritischer pH-Wert zur Erhaltung von Bodenfunktionen

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. 4). 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-Wert-Absenkung ist sowohl von der Menge der deponierten Protonen als auch von diversen anderen Faktoren wie der Mineralverwitterung des Bodensubstrats, dem Klima, der Vegetation u. a. abhängig.

Tab. 4: Kritische untere Spannungsgrenze des $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wertes für die Pufferbereiche der Böden (nach Ulrich 1987)

Puffersubstanz	pH (H_2O)-Bereich	niedrigster akzeptabler pH-Wert (H_2O)
Karbonat-Pufferbereich (CaCO_3)	8,6 - > 6,2	6,2
Silikat-Pufferbereich (primäre Silikate)	> 5,0	5,0
Austauscher-Pufferbereich Tonminerale	5 - 4,5	4,5
Austauscher-Pufferbereich Mangan-Oxide	5 - 4,2	4,2
Aluminium-Puffer ($n [\text{Al}(\text{OH})_x(3-x)^+]$, Aluminium-Hydroxosulfate	< 4,2	3,8
Aluminium-Eisen-Puffer (wie Aluminium-Puffer, „Boden- $\text{Fe}(\text{OH})_3$ “)	< 3,8	3,2
Eisen-Puffer (Eisenhydrit)	< 3,2	(2,8)

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. 4).

3.4.2.5 Kritische N-Konzentration ($[\text{N}]_{\text{le}(\text{crit})}$)

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.

Der Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser erfolgt zum überwiegenden Teil in Nitratform. Da in jedem Fall dabei Protonen (H^+) frei werden, ist die Auswaschung von gebildetem oder deponiertem HNO_3 in der Regel mit Versauerungsprozessen gekoppelt (Schachtschabel et al. 1998).

In der auf europäischer Ebene vorgeschlagenen Methodik wurde ein weiterer Wertebereich diskutiert (Grennfelt & Thörnelöf 1992; Hornung et al. 1995; ICP Modelling & Mapping 2004). 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 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ 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 2010) enthält eine Zusammenstellung der kritischen Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung verschiedener Vegetationstypen (vgl. Tab. 5).

Tab. 5: Kritische (akzeptable) N-Konzentrationen in der Bodenlösung zur Berechnung von $\text{CL}_{\text{nut}}\text{N}$ (aus Manual ICP Modelling & Mapping 2010)

Belastung	$\text{N}_{\text{acc}} [\text{mgN l}^{-1}]$
<i>Vegetationsänderung (Daten erhoben in Schweden)¹:</i>	
Flechten zu Preiselbeere	0,2 - 0,4
Preiselbeere zu Blaubeere	0,4 - 0,6
Blaubeere zu Gras	1 - 2
Gras zu krautigen Pflanzen	3 - 5

Belastung	N _{acc} [mgN l ⁻¹]
<i>Vegetationsänderung (Daten erhoben in der Niederlande)²:</i>	
Nadelwald	2,5 - 4
Laubwald	3,5 - 6,5
Grünland	3
Heidelandschaften	3 - 6
<i>Andere Belastungen auf Wälder:</i>	
Nährstoffungleichgewichte	(0,2 - 0,4)
Erhöhte Stickstoffauswaschung/N-Sättigung	1
Feinwurzelbiomasse/Durchwurzelungstiefe	1 - 3
Frostempfindlichkeit und Pilzkrankheiten	3 - 5

¹ Laut de Vries et al. 2007, S. 86, S. 206 gelten die schwedischen Werte nur für die nordischen Länder

² Diese Werte sollten mit Bedacht genutzt werden, z. B. in Gebieten mit hohen Niederschlagsraten.

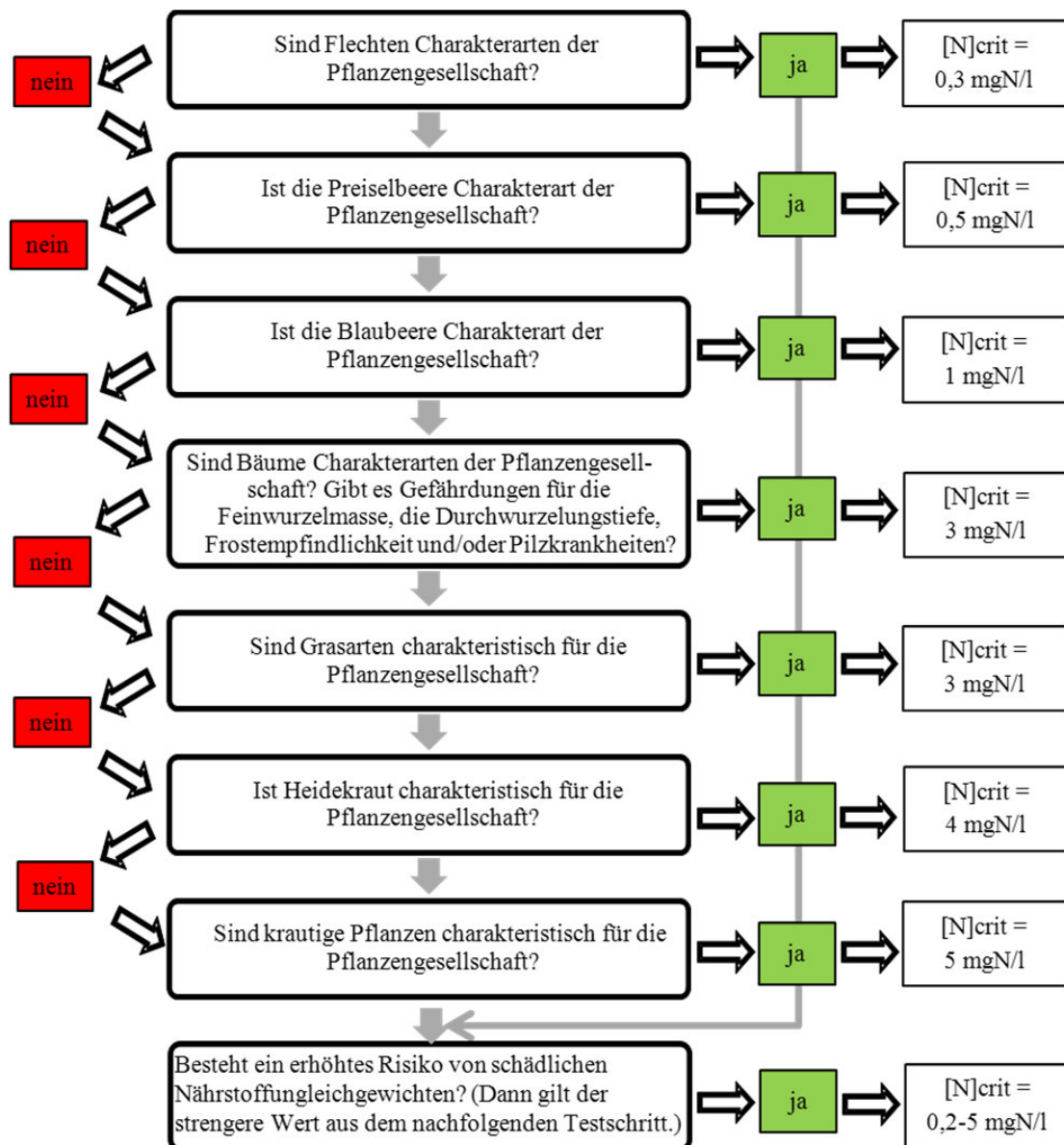
Die Daten für die Niederlande wurden aus Modellierungen mit SMART entnommen. Die übrigen Grenzkonzentrationen wurden empirisch ermittelt (de Vries et al. 2007), indem der empirische Critical Load (vgl. Kap. 3.1) nach Abzug der Immobilisierungs-, Denitrifikations- und N-Aufnahmerate in die Erntemasse durch den standortspezifischen Jahresniederschlag dividiert wurde.

Im Manual (ICP Modelling & Mapping 2010) wird jedoch darauf hingewiesen, dass keine direkte Abhängigkeit von N-Auswaschungsrate und Vegetationswandel nachweisbar ist. Deshalb schlägt das ICP Modelling & Mapping (2010) alternativ zu den in der obigen Tabelle 7 angegebenen Critical Limits vor, unter dem Aspekt der Grundwassernutzung zur Trinkwassergewinnung die N-Deposition durch den Grenzwert der EU für Trinkwasser mit 50 mg Nitrat pro Liter zu limitieren, oder den EU-Zielwert von 25 mg Nitrat pro Liter als Critical Limit zu verwenden. Dieses Kriterium ist aber nicht Gegenstand der FFH-Richtlinie, so dass es hier keine unmittelbare Anwendung findet. Im Ergebnis der folgenden Ableitungsmethodik ergab sich aber indirekt im Ergebnis, dass N_{crit}-Werte > 5 mg N l⁻¹ bei Einhaltung der CL(N) nicht auftreten. Auch wird der EU-Grenzwert für Trinkwasser von 50 mg Nitrat pro Liter gut eingehalten.

Literaturdaten weisen darauf hin, dass Nährstoff-Ungleichgewichte auftreten, wenn die N-Auswaschungsrate die natürlichen Hintergrundwerte übersteigt (van Dam 1990) und solange das Sickerwasser sich noch in der durchwurzelten Bodenschicht befindet.

Die Vermeidung von Nährstoffungleichgewichten durch Begrenzung der N-Konzentration im Sickerwasser ist laut Manual nur in Wäldern vorgesehen (vgl. Tab. 5). Für die Anwendung auf FFH-Lebensraumtypen sollte dieses Kriterium aber auch auf alle Offenland-LRT angewendet werden, da es keine ökologische Begründung für die Beschränkung auf Wälder gibt.

Vor diesem Hintergrund wurde in diesem Projekt die Bestimmung der kritischen N-Konzentration im Sickerwasser schrittweise für jeden LRT-/Vegetations-/Standort-Typ nach folgendem Schema in Anlehnung an die Empfehlung des Manuals, aber angepasst an die spezifischen Schutzgüter nach FFH-RL, vorgenommen:



Um für den letzten Schritt die entsprechende Entscheidung treffen zu können, müssen folgende Berechnungen durchgeführt werden:

Aus der kritischen unteren Spanngrenze des gesellschaftstypischen C/N-Verhältnisses kann die kritische N-Konzentration im Sickerwasser wie folgt abgeleitet werden:

$$[N]_{crit(phyto)} = \frac{N_{min(crit)}}{\theta \cdot z}$$

mit:

$[N]_{crit(phyto)}$ = kritische Konzentration von Stickstoff im Bodenwasser des Wurzelraumes im langfristigen Jahresdurchschnitt [kg N m^{-3} Wasser]

$N_{min(crit)}$ = kritischer Gehalt an mineralischem N am typischen Standort der Pflanzengesellschaft ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$) im langfristigen Jahresdurchschnitt [kg N m^{-2}]

θ = Wassergehalt im Wurzelraum [m^3 Wasser m^{-3} Boden] (ergibt sich aus dem tiefenstufengewichteten Mittel der Feldkapazität des typischen Leitbodenprofils der BÜK1000N)

z = reale Tiefe des Wurzelraums [m] (Minimum aus durchwurzelbarer Tiefe des typischen Leitbodenprofils der BÜK1000N und potenzieller Wurzellänge der Dominanzarten der Gesellschaft)

$$N_{\min(\text{crit})} = N_{t(\text{crit})} - N_u - N_{de} - N_{org}$$

mit:

$N_{t(\text{crit})}$ = kritischer Gesamtgehalt an Stickstoff in Boden und Wasser im langfristigen Jahresdurchschnitt [kg N m^{-2}]

N_{org} = Gehalt an organisch gebundenem Stickstoff im langfristigen Jahresdurchschnitt [kg N m^{-2}]

N_u = jährliche Aufnahme von Stickstoff in der erntebaren Biomasse im langfristigen Durchschnitt [kg N m^{-2}]

N_{de} = jährlicher N-Austrag durch Denitrifikation im langfristigen Durchschnitt [kg N m^{-2}]

$$N_{t(\text{crit})} = \frac{C_{org}}{(C_{org}/N_t)_{crit}}$$

mit:

C_{org} = Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff im langfristigen Jahresdurchschnitt [kg C m^{-2}]

$(C_{org}/N_t)_{crit}$ = kritisches C:N-Verhältnis, bei dem die Pflanzengesellschaft gerade noch optimal existieren kann; entspricht der unteren Spannungsgrenze $C/N_{crit(\text{phyto})}$ der ökologischen Nische für C/N aus der BERN-Datenbank der Pflanzengesellschaften

$$C_{org} = \frac{OM \cdot \rho \cdot z}{f_{c/OM}}$$

mit:

OM = Anteil an organischer Substanz [%], (ergibt sich aus dem tiefenstufengewichteten Mittel der OM-Anteile in den Horizonten des typischen Leitbodenprofils der BÜK1000)

$f_{c/OM}$ = Umrechnungsfaktor (entsprechend KA 5, S. 111 kann näherungsweise $f_{c/OM} \approx 1,72$ für mineralische Oberboden-Horizonte und $f_{c/OM} \approx 2$ für Torfe und Humusaufgaben gesetzt werden)

ρ = Dichte des Bodens [$\text{g cm}^{-3} = 1000 \text{ kg m}^{-3}$], (ergibt sich aus dem tiefenstufengewichteten Mittel der Trocken-Rohdichte, die sich aus der Lagerungsdichte ergibt, bzw. des Substanzvolumens des typischen Leitbodenprofils der BÜK1000 in Verbindung mit KA 5, Tab. 21 u. 22)

$$N_{org} = N_t \cdot (1 - f_{min})$$

f_{min} = Faktor für den Anteil von N_{min} an N_t (abhängig vom Tongehalt des Bodens, N_{min} beträgt 5% von N_t bei maximalem Tongehalt und 0% bei Tongehalt; der Tongehalt ergibt sich als tiefenstufengewichtetes Mittel des typischen Leitbodenprofils der BÜK1000N, wobei die mittleren Tongehalte der Horizonte aus der Bodenart nach KA 5 Abb. 17 auf S. 142 abgeleitet wird)

3.4.2.6 Kritisches Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium-Ionen $[Bc/Al_{(crit)}]$ in der Bodenlösung zur Limitierung von Aluminium-Intoxikation

Sinkt der pH-Wert durch Basenauswaschung infolge von Versauerung in den Aluminium- oder sogar in den Aluminium-Eisen-Pufferbereich (vgl. Kap. 3.4.2.4), gehen Aluminium-Ionen in großer Menge in Lösung 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. In organischen Böden, die aluminiumarm bzw. -frei sind, d. h. in mächtigen Torfschichten, wirkt ein zu niedriges Verhältnis von basischen Kationen zu freien Protonen toxisch. Untersuchungen von Sverdrup & Warfvinge (1993) haben für die üblichen Hauptbaumarten in Europa und Nordamerika Referenzdaten ergeben, von denen die mittleren kritischen Werte abgeleitet wurden (Auszug aus Sverdrup & Warfvinge (1993)):

- Bc/Al : Fichte 1,2; Kiefer: 1,2; Bergkiefer 1; Birken 0,8; Weiden 5; Rotbuche 0,6; Stiel- und Traubeneiche 0,6; Erle 2, Esche 2, Offenlandvegetationstypen 0,2
- Bc/H : Erle 1,05; Birken 0,24; Offenlandvegetationstypen 0,2

In Mischwäldern gilt der jeweils höchste Wert aller vorhandenen Mischbaumarten.

3.4.3 Sonstige Eingangsdaten in die Critical Loads-Berechnung

3.4.3.1 Denitrifikationsrate (N_{de})

Wesentliche Einflussfaktoren auf die Denitrifikationsrate sind die Bodenfeuchte, d. h. das Vorliegen sauerstofffreier Verhältnisse, der Humusgehalt, die Bodentemperatur und die Basensättigung. Im Manual des ICP Modelling & Mapping (2010) wird ein nichtlineares Verfahren zur Bestimmung der Denitrifikationsrate vorgestellt, das alle diese Parameter berücksichtigt. Ein Test dieses Modells hat ergeben, dass die Ergebnisse weniger valide sind als nach folgender Methode, die ebenfalls im Manual empfohlen wird:

Ein einfacher aber validierter Ansatz von de Vries 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 [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$] mit $N_{dep} = CL_{nut}N$

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

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

Für die Erhaltung der Masse muss gelten:

$$CL_{nut}N - N_u - N_i = N_{de} + N_{le}$$

Daraus lässt sich N_{de} wie folgt bestimmen:

$$N_{de} = \frac{f_{de}}{1 - f_{de}} N_{le}$$

Setzt man für N_{dep} definitionsgemäß $CL_{nut}N$ ein, ergibt sich:

$$CL_{nut}(N) = N_u + N_i + \frac{N_{le}}{(1 - f_{de})}$$

De Vries 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.

Die differenzierte Ableitung der Denitrifikationsfaktoren f_{de} erfolgt nach dem Drainagestatus oder mittels einer Matrix nach den Tonanteilen der einzelnen Horizonte, die tiefenstufengewichtet über den gesamten durchwurzelten Raum gemittelt werden. Der Tongehalt wird hierbei als Summen-Indikator für die genannten Parameter angesehen. Je höher der Tonanteil im Boden ist, desto wahrscheinlicher ist eine hohe Denitrifikationsrate (vgl. Tab. 6).

Tab. 6: Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren und Tongehaltsklassen (verändert nach de Vries 1990) sowie Reinds et al. 2001 in ICP Manual S. V-14

Bodentyp	Eigenschaften	f_{de}
vergleyte Sandböden		0,5
tonige oder/und schluffige Auengleye		0,6
Torfböden		0,8
Podsole		0,1
Dränagestatus	status Excessive	0
Dränagestatus	status Good	0,1
Dränagestatus	status Moderate	0,2
Dränagestatus	status Imperfect	0,4
Dränagestatus	status Poor	0,7
Dränagestatus	status Very poor	0,8
nach Tongehalt [%]	< 10,5	0,1
nach Tongehalt [%]	> 10,5 bis < 20,0	0,1
nach Tongehalt [%]	> 20,0 bis < 25,0	0,2
nach Tongehalt [%]	> 25,0 bis < 30,0	0,2
nach Tongehalt [%]	> 30,0 bis < 37,5	0,3
nach Tongehalt [%]	> 37,5 bis < 45,0	0,3
nach Tongehalt [%]	> 45,0 bis < 52,5	0,3
nach Tongehalt [%]	> 52,5 bis < 57,5	0,3
nach Tongehalt [%]	> 57,5 bis < 62,5	0,3
nach Tongehalt [%]	> 62,5 bis < 70,0	0,5
nach Tongehalt [%]	> 70,0	0,5

Eine Validierung der Modellierungsergebnisse erfolgte u.a. in LfUG (2000): OMKAS: Optimierung emissionsmindernder Maßnahmen bei gleichzeitiger Kontrolle der Aziditäts- und Luftschadstoffentwicklung für die Grenzregionen des Freistaates Sachsen.

Für das vorliegende Projekt wurden die Schluff- und Tongehalte an den Probepunkten (vgl. Abb. 1) analysiert und der Ermittlung des jeweiligen Denitrifikationsfaktors zugrunde gelegt.

3.4.3.2 Immobilisierungsrate (N_i)

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.

Eine Netto-Immobilisation von Stickstoff im Oberboden findet immer dann statt, wenn die Mineralisationsrate kleiner als die Immobilisationsrate in der mittelfristigen Jahressumme ist.

Die jährliche Zuwachsrate an immobilisierten N-Verbindungen setzt sich zusammen aus dem Anteil der nicht innerhalb eines Jahres mineralisierten organischen Substanz, die durch den Streufall in die Humusaufgabe gelangt und dem Anteil, der aus bereits zuvor mineralisierten N-Vorräten von Bodenorganismen aufgenommen und damit reimmobilisiert wurde.

Die Faktoren, die eine Mineralisierung/Immobilisierungs-Bilanz beeinflussen, sind nach Walze et al. (1998) und Belyazid (2006): Streufallmenge, Abbaubarkeit der organischen Kompartimente in der Streu und ihre Anteile in der Streufallmenge, Jahresdurchschnittstemperatur, pH-Wert des Oberbodens, volumetrischer Wassergehalt, Konzentration von Aluminium in der Bodenlösung und N-Gehalt in den Streufall-Kompartimenten.

Den größten Einfluss auf die Mineralisierungsrate haben das C/N-Verhältnis und die Temperatur (Schachtschabel 1998). Bodenfeuchte und pH-Wert haben dagegen nur einen modifizierenden Einfluss, wenn sie die jeweils optimale Spanne verlassen (ebenda).

In zahlreichen Studien wurde die positive Korrelation zwischen Temperatur und Mineralisationsraten nachgewiesen (Stanford et al. 1973, Tietema & Verstraten 1991, Foster 1989, Zogg et al. 2000, Stuhmann 2000). Bei 0°C ist die Mineralisierungsrate annähernd 0 und steigt bis ca. 50°C an (Schachtschabel 1998). Dieser temperaturbedingt mögliche Anstieg wird jedoch begrenzt von anderen Faktoren, insbesondere vom Vorrat organischer Substanz und deren Zersetzbarkeit. Im Umkehrschluss ist die Immobilisierungsrate desto höher, je niedriger die Jahresdurchschnittstemperatur ist. Demzufolge kann man umgekehrt von einer negativen Korrelation zwischen Temperatur und Immobilisierung ausgehen.

Dem widerspricht auch nicht die saisonale Erhöhung der mikrobiellen Inkorporation von N bei steigenden Temperaturen im Frühjahr und Sommer, da diese Art der Immobilisierung nur eine Zwischenspeicherung darstellt, da im Herbst und Winter auch die Mikroorganismen wieder absterben und der gespeicherte Stickstoff rasch wieder mineralisiert wird (Wett 2003). So konnte auch Stuhmann (2000) keine bzw. zum Teil eine negative Korrelation zwischen mikrobieller Immobilisierung und Inkubationstemperatur feststellen. Auch in N-limitierten Böden (z. B. in Nord-Schweden) kommt es noch zu einem N-Einbau in Dauerhumusfraktionen, wobei deren Temperaturabhängigkeit eher eine schwache positive Richtung aufweist (Kai et al. 1973 in Stuhmann 2000). Bei N-gesättigten Böden (vgl. Aber et al. 1989), die heute in Mitteleuropa weitaus überwiegen (vgl. CCE-Status-Report 2011) konnte Stuhmann (2000) dagegen bei abnehmenden Temperaturen eine zunehmende N-Festlegung feststellen.

Zur Bestimmung der akzeptablen Netto-Immobilisierungsrate mit dem SMB-Modell kann man in grober Abschätzung davon ausgehen, dass in Mitteleuropa die temperaturabhängige Netto-Immobilisierungsrate in der Spanne von $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (bei $> 8^\circ\text{C}$ Jahresdurchschnittstemperatur, vgl. Manual – ICP Modelling & Mapping 2004 ff) und $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (bei $< 5^\circ\text{C}$ Jahresdurchschnittstemperatur, vgl. Stuhmann 2000) angesetzt werden kann. Es ergeben sich folgende empirische Funktionen:

$$N_i(T) = 6,3 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ a}^{-1}, \text{ wenn } T \leq 3^\circ\text{C}$$

$Ni(T) = 0,5 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wenn $T \geq 11^\circ\text{C}$

$Ni(T) = 0,0804 \cdot T^2 - 1,8589 \cdot T + 11,204$ anderenfalls.

Wahrscheinlich wird die Immobilisierungsrate in den alpinen Hochgebirgen noch unterschätzt, da Feldstudien ergeben haben, dass in natürlichen nährstoffarmen Wäldern der alpinen Hochgebirge der Niederschlag zwar sehr hoch ist, es aber kaum Nitrataustrag gibt (Bobink, mündl. Mittlg. 2011). Dies kann nur daran liegen, dass bei Durchschnittstemperaturen von -4°C eine Dekompostierung (d. h. Mineralisierung) kaum noch stattfindet, sondern Rohhumus- bzw. Tangelhumusaufgaben entstehen, in denen sehr hohe N-Vorräte organisch gebunden akkumuliert werden.

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.

Unter steady state-Bedingungen, wie sie dem SMB-Modell zugrunde liegen, soll eine Verringerung des boden- und vegetationstypischen C/N-Verhältnisses durch N-Akkumulation langfristig nicht zugelassen werden (vgl. Manual – ICP Modelling & Mapping 2004ff). Deshalb ist für die Bestimmung des $CL_{\text{nut}}N$ die Netto-Immobilisierungsrate auf das Maß zu beschränken, das einer natürlichen Rate unter nicht erhöhten anthropogen bedingten N-Einträgen entspricht.

Das C/N-Verhältnis ist ein Summenindikator für eine Vielzahl von Standortfaktoren, die die Mineralisierungs-/Immobilisierungs-Bilanz beeinflussen.

Innerhalb einer standorttypischen sehr weiten Spanne des C/N-Verhältnisses entwickeln sich unterschiedliche Pflanzengesellschaften in deutlich engeren 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 Immobilisierungsraten. Das heißt, je höher das $CN_{\text{crit(Phyto)}}$, desto höher die Immobilisierungsrate (Gundersen et al. 1998) und umgekehrt. So ist die Immobilisierungsrate insbesondere in Laubwald-LRT-Flächen mit einem atypischen Anteil von Nadelgehölzen punktuell deutlich höher als im reinen Laubwald auf jeweils gleichem Standorttyp im gleichen Klimaregionaltyp. Wird im Zielzustand ein reiner Laubwald angestrebt, muss auch eine Absenkung des C/N-Verhältnisses in Kauf genommen werden, was zu einer Verringerung der Immobilisierungsrate und damit des $CL(N)$ führt. In Grasland, d. h. in halbnatürlichen Frischwiesen, -weiden und Trockenrasen, ist (außer wenige Jahre nach einer Umwandlung von Acker in Grünland) die vegetationsabhängige Netto-Immobilisierungsrate im langjährigen Durchschnitt dagegen vernachlässigbar gering. Liegt z. B. ein aktuell stark vergraster Heide-LRT vor, der zu einem grasarmen Heide-LRT entwickelt werden soll, wird sich der $CL(N)$ für den Zielzustand erhöhen, da die Immobilisierungsrate und damit der typische C/N in Heiden deutlich höher ist als in Grasland. Der ggf. aktuell gemessene C/N hat daher keine ausschlaggebende Bedeutung für die Ermittlung des $CL(N)$, es sei denn er zeigt irreversible Degradationen des Standortes an (vgl. Kap. 3.4.2.2).

Die vegetationsbestimmte Netto-Immobilisierungsrate ist demzufolge bei Wald- und Heide-LRT von relevanter Bedeutung und wird wie folgt berechnet:

Zwischen den natürlichen und deshalb zulässigen Werten für ein bodentypabhängiges Maximum $CN_{\text{max(geo)}}$, und dem entsprechenden Minimum-C/N-Verhältnis $CN_{\text{min(geo)}}$, ist die Netto-

menge an N, die immobilisiert wird, eine lineare Funktion des C/N-Verhältnisses, das durch die Vegetation selbst bestimmt wird ($C/N_{crit(phyto)}$).

$CN_{max(geo)}$ und $CN_{min(geo)}$ werden von Klap et al. (1997) in Auswertung europaweiter Untersuchungen mit 20 - 40 bzw. 10 - 15 angegeben (vgl. Tab. 2).

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

$$N_{i(Phyto)} = f_{i(phyto)} \cdot N_{av}$$

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

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

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

wobei:

$N_{i(T)}$ = temperaturabhängige Immobilisierungsrate

$N_{i(Phyto)}$ = vegetationsabhängige Immobilisierungsrate

N_{av} = verfügbarer Stickstoff ($N_{av} = N_{dep} - N_u - N_{i(T)}$) mit $N_{dep} = CL_{nut}N$

$CN_{min(geo)}$ = niedrigstes akzeptables (bodenspezifisches) C/N-Verhältnis

$CN_{max(geo)}$ = höchstes akzeptables (bodenspezifisches) C/N-Verhältnis

$CN_{crit(phyto)}$ = kritischer Schwellenwert für das C/N-Verhältnis (Pflanzengesellschaftsspezifisch)

Setzt man für N_{dep} definitionsgemäß $CL_{nut}N$ ein, ergibt sich:

$$N_{av} = N_u + N_i + N_{de} + N_{le} - N_u - N_{i(T)} = N_{de} + N_{le} + N_i - N_{i(T)} = N_{de} + N_{le} + N_{i(Phyto)}$$

$$\text{mit } N_{i(Phyto)} = f_i(N_{av}) = f_i(N_{de} + N_{le} + N_{i(Phyto)}).$$

Da:

$$N_{i(phyto)} = \frac{f_i}{1 - f_i} (N_{le} + N_{de})$$

ergibt sich nach Einsetzen in die Formel für $CL_{nut}N$:

$$CL_{nut}N = N_u + N_{i(T)} + \frac{f_i}{1 - f_i} \cdot \frac{N_{le}}{1 - f_{de}} + \frac{N_{le}}{1 - f_{de}}$$

Vereinfacht ergibt sich nunmehr:

$$CL_{nut}N = N_u + N_{i(T)} + \frac{N_{le}}{(1 - f_i)(1 - f_{de})}$$

3.4.3.3 Tolerierbare 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. 3.4.2.5 und Kap. 3.4.2.3) 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) [$\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

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

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

$$PS = A_{\text{ges}} - A_{\text{O}}$$

wobei:

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

A_{ges} = mittlere jährliche Gesamtabflussmenge $[\text{m}^3]$

A_{O} = mittlere jährliche oberirdische Abflussmenge $[\text{m}^3]$

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

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

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 & Kunkel (1998) 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.

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

Die Jahresniederschlagsmenge ist sowohl mit der Häufigkeit von Starkniederschlägen als auch mit dem Anteil des Schneeniederschlages positiv korreliert. Außerdem ist in den niederschlagsreichen Gebieten mit einer höheren Bodenfeuchte zu rechnen, was, wie die übrigen genannten Faktoren, die Bildung eines Oberflächenabflusses begünstigt. Für Waldgebiete wird angenommen, dass kein nennenswerter Oberflächenabfluss stattfindet.

Eine Besonderheit stellen die Auenstandorte dar, die einer wechselhaften Wasserhaushaltsdynamik unterliegen. Die Standortfaktoren, die die Nährstoffverhältnisse in Auen prägen, werden nicht signifikant vom Eintrag gelösten Stickstoffs aus der Luft geprägt. Das zeitweilig durch- bzw. überströmende Flusswasser führt im Bereich eutropher Fließgewässer in der Regel zu einer natürlichen Zufuhr von partikulär oder organisch gebundenen Nährstoffen mit der Schwebstofffracht. Ein Teil dieser Schwebfracht wird sedimentiert, ein Teil aber auch durch Erosion wieder ausgetragen. Diese Auedynamik lässt sich in einem steady state-Modell wie der SMB-Methode nur zufrieden stellend abbilden, wenn grob vereinfachende Annahmen getroffen werden. In diesem Projekt wird der Saldo von Ein- und Austrägen von Nährstoffen aus der Schwebfracht für Modellierungszwecke vorsichtshalber auf 0 gesetzt, also der worst case angenommen, um mit dem CL in jedem Fall konservativ auf der sicheren Seite zu sein.

Es wird nur der Austrag mit dem Niederschlagswasser, wie oben dargestellt, in die SMB-Bilanz eingestellt.

Der natürliche Vorgang der Zufuhr von Nährstoffen mit der Schwebfracht bewirkt aufgrund der Anpassung eine relativ geringe Empfindlichkeit der naturnahen Auenv egetation auf allochthonen Standorten. Bei der Bestimmung des Critical Loads für den eutrophierenden N-Eintrag wird dieser Prozess bei den Auengesellschaften (LRT 6430 und 91E0*) an natürlich eutrophen Gewässern indirekt berücksichtigt, da die hochsteten Pflanzenarten dieser Gesellschaften wenig empfindlich gegenüber Eutrophierung sind und daher relativ hohe Critical Limits für die N-Konzentration in die CL-Formel eingestellt werden können.

3.4.3.4 Bestimmung der Aufnahme rate von basischen Kationen (Bc_u) und Stickstoff in die Vegetation (N_u)

Für die Bestimmung der Critical Loads für FFH-Lebensraumtypen wurde in diesem Projekt die bestandserhaltende Nutzungsintensität als Maßstab angesetzt (Kap. 5.4.3).

In Wäldern wird im Regelfall eine extensive Nutzung angenommen, d. h. eine Durchforstung zur Bestandsregulierung in Waldgesellschaften, die in Deutschland üblicherweise als Forsten angelegt wurden (Buchen-, Fichten-, Kiefern-, Eichenmischwälder). Das Ziel ist dabei, naturidentische Waldstrukturen durch Einzelbaumentnahme zu erzielen, die typisch für die jeweilige Waldgesellschaft sind. In allen Vegetationstypen wird jedoch mehr oder weniger Biomasse durch Wildäsung entzogen. Hierfür gibt es jedoch keine verallgemeinerbaren Referenzwerte, die in die CL-Kalkulation eingestellt werden könnten.

N_u und Bc_u für genutzte Wälder ergeben 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. 7).

Tab. 7: Netto-Stoffgehalte der Hauptbaumarten in Derbholz mit Rinde (Jacobsen et al. 2002, de Vries et al. 1990)

Art	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

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 für die Ertragsklasse I und die schlechteste Ertragsklasse der jeweiligen Baumart ermittelt. Die so erhaltenen Festmaß-Zuwächse (DGZ 100) werden in Gewichtsmaß-Zuwächse mit Hilfe der baumartenspezifischen Holz- und Rindendichte umgerechnet (vgl. Tab. 8 und Tab. 9).

Tab. 8: Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten

Baumart	durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren [DGZ 100]				Ertragstafel von:
	Ertragsklasse I für Stammholz mit Rinde		schlechteste Ertragsklasse für Stammholz mit Rinde		
	[m³ ha⁻¹ a⁻¹]	[t TS ha⁻¹ a⁻¹]	[m³ ha⁻¹ a⁻¹]	[t TS ha⁻¹ a⁻¹]	
Kiefer	7,8	3,1	1,1	0,5	Wiedemann 1943 (in Schober 1975)
Fichte	12,0	4,9	7,5	3,2	Wiedemann 1936 (in Schober 1975)
Bergkiefer	1,5	0,7	1,5	0,7	geschätzt
Rotbuche	7,8	4,9	3,7	2,4	Schober 1967 (in Schober 1975)
Stiel- und Trauben-Eiche	6,7	4,0	2,1	1,4	Jüttner 1955 (in Schober 1975)
Erle	8,0	4,3	4,5	2,5	Mitcherlich (in Schober 1975)
Birke	4,9	2,8	3,6	2,1	Schwappach 1929 (in Schober 1975)
Weiden, alle Arten	5,0	2,3	3,4	1,6	Schober 1975
Roteiche	9,2	6,2	5,8	4,0	Bauer 1953
Esche	6,2	3,7	4,1	2,5	Wimmenauer 1919
Robinie	10,5	5,7	5,7	3,3	Erteld 1952
Winterlinde	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	13,2	4,5	3,0	1,1	Knapp 1973
Hainbuche		5,6		2,5	Schober 1987

Tab. 9: Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masse-Verhältnisse (de Vries et al. 1990)

Baumart	Dichte von Stammholz	Dichte von Rinde	Verhältnis von Rinde zu Stammholz
	[m ³ t ⁻¹ atro ⁻¹]	[m ³ t ⁻¹ atro ⁻¹]	[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 meisten Grünlandstandorte in Mitteleuropa sind auf eine regelmäßige Pflege angewiesen, um langfristig stabil regenerierungsfähig zu bleiben. Diese Pflege muss immer auch mit Biomasseentzug verbunden sein. Nur einige wenige Pflanzengesellschaften unterliegen typischerweise keiner Nutzung durch den Menschen. N_u und B_{c_u} für extensiv genutzte Grünlandbiotope ergeben sich aus der Zuwachsrate oberirdischer Grünmasse im Jahr [t TS ha⁻¹ a⁻¹] multipliziert mit den Stoffgehalten (vgl. Tab. 10).

Tab. 10: Netto-Stoffentzüge durch die verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen Ökosysteme*

Vegetationstyp des Offenlandes	Ertrag [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]		N [kg N t ⁻¹ TS ⁻¹]			N [eq t ⁻¹ TS ⁻¹]			Bc (Ca+Mg+K) [eq t ⁻¹ TS ⁻¹]		
	von	bis	0,05-Quantil	0,25-Quantil	Mittelwert	0,05-Quantil	0,25-Quantil	Mittelwert	0,05-Quantil	0,25-Quantil	Mittelwert
Magerrasen	0,65	1,5	12,4	14	16	884	1000	1141	450	510	582
Heiden	0,7	1,5	7,1	8,8	10	506	628	743	332	413	488
Kalktrockenrasen	0,8	1,4	9,9	12,3	18	704	879	1259	743	927	1328
Nass- und Feuchtwiesen	0,11	1,7	8,2	12	18	585	857	1275	371	544	809
Flutrasen und Auenwiesen, Salzrasen	0,1	2,5	22,6	23	27	1615	1645	1904	1286	1310	1516
Frischwiesen/ Frischweiden	0,8	1,6	13,8	16,3	20	983	1164	1453	517	613	765

*Abgeleitet aus Luthardt et al. (2008), Quade (1993), Stein-Bachinger et al. (2004), Ruhr-Stickstoff-Aktiengesellschaft (Hrsg.) (1988), Brünner & Schöllhorn (1972), Briemle et al. (1991), Klapp (1954), Böhner et al. (2007), Petersen (1981), Bolte (2006), Brenner et al. (2004), Tischew (2011), Elsässer (2007), Dierschke & Briemle (2008), Keienburg & Prüter (2004)

Vorsichtshalber werden die 0,05-Quantile in die CL-Berechnung eingestellt, also ein worst case angenommen, um mit dem CL in jedem Fall konservativ auf der sicheren Seite zu sein.

Die Abschätzung des Trockenmasseertrages (vgl. Tab. 10) geht davon aus, dass in FFH-Offenland-Lebensräumen i. d. R. eine bestandserhaltende Mindestnutzung notwendig ist (entsprechend Ssymank et al. 1998). Diese notwendige Mindestnutzung ist aber auch abhängig vom Biomasseproduktionspotenzial des jeweiligen Standortes. Je fruchtbarer der Standort ist, desto höher muss auch die bestandserhaltende Mindestnutzung sein. Die Spannenobergrenze („bis“) gibt also nicht den maximal möglichen Trockenmasseertrag an, sondern den bestands-erhaltenden Mindestbiomasseentzug auf den fruchtbarsten typischen Böden des jeweiligen Vegetationstyps bei günstigem Klima.

Sind einzelfallbezogene Biomasseertragsdaten verfügbar, die ggf. in einem Managementplan, soweit vorhanden, als verträglich und zielführend eingeschätzt werden, dann wird in die Critical Loads-Berechnung der jeweilige einzelfallkonkrete Entzug eingestellt (vgl. Kap. 6). Für dieses Projekt standen keine konkreten einzelfallbezogenen Ertrags- oder Gehaltsdaten zur Verfügung.

3.4.3.5 Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung des Ausgangssubstrats (Bc_w)

Die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung (im Folgenden auch kurz als „Verwitterungsrate“ bezeichnet) wird entsprechend Manual (ICP Modelling & Mapping 2010) im ersten Schritt anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Muttergesteinsklasse) und Tongehalt (Texturklasse) bestimmt (vgl. Tab. 11).

Tab. 11: Zuordnung der in Deutschland typischen Ausgangssubstrate zu den Muttergesteinsklassen

Muttergesteinsklasse		
0	organisch	Torf
1	sauer	Sande und mächtige Sand-Deckschichten, Basenarme Terrassen- und Schotterablagerungen, Saure Magmatite und Metamorphite, Basenarme Sandsteine, Sandlöss

Muttergesteinsklasse		
2	neutral	Wattboden, Löss und Lössderivate, Geschiebemergel/-lehme im Wechsel mit geringmächtigen Sand-Deckschichten, Tongesteine, Fersiallitische und ferrallitische Paläoböden
3	basisch	Auensedimente, basenreiche Terrassen- und Schotterablagerungen, Geschiebemergel/-lehme, Basische Magmatite und Metamorphite, Bimstuff, Silikatgesteine
4	kalkhaltig	kalkhaltiger Wattboden, Kalkhaltige Auensedimente, kalkhaltige Terrassen- und Schotterablagerungen, Carbonatgesteine (Kalk- und Mergelgesteine), Kalk-Sande, Kalk-Niedermoortorf, kalkhaltige Auensedimente

Neben dem Ausgangssubstrat wird die Höhe der Verwitterung basischer Kationen entscheidend durch die Textur des Bodens bestimmt, die die verwitterungswirksame Oberfläche des Ausgangsmaterials charakterisiert. So ermittelte Sverdrup (1990) einen linearen Zusammenhang zwischen dem Tongehalt eines Bodens, welcher als Indikator für dessen Textur dient, und der Verwitterungsrate.

Da die zur Verfügung stehenden Bodenkarten zum Tonanteil zwar verbale relative Angaben machen, aber keine absoluten Werte angeben, wird hierzu auf die Referenzwerte der Datenbank zur BÜK 1000 zurück gegriffen. Die Tongehalte, die in der Datenbank zur BÜK 1000 horizontweise für das Leitbodenprofil jeder Bodeneinheit angegeben sind und die hier als Referenzwerte für Böden mit gleichem Bodentyp angenommen werden, beziehen sich auf den Gesamtboden. Maßgebend für die Bestimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung ist jedoch nur der Tonanteil, der im Feinboden enthalten ist. Der effektiv dem Verwitterungsprozess unterzogene Feinbodenanteil lässt sich in jedem Horizont vom Grobbodenanteil differenzieren, wenn man den Skelettanteil, wie er in der BÜK-Legende angegeben wird, bei der Angabe des Horizont-Tonanteiles wie folgt umrechnet:

$$T_{eff} = T_{ges} \cdot \left(1 - \frac{S}{100}\right)$$

wobei:

T_{eff} = effektiver Tonanteil [%]

T_{ges} = Gesamttonanteil [%]

S = Skelettanteil [%]

Die in der BÜK1000-Datenbank für die Leitbodenprofile horizontweise enthaltene Angabe der Skelettklassen (BGR 2008) lassen sich entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Arbeitsgruppe Boden 2005, S. 150) absoluten Skelettgehalten (Klassenmittelwerte) zuordnen: Skelettklasse 1 entspricht mittlerem Skelettanteil von 1 %, Klasse 2 = 9 %, Klasse 3 = 26 %, Klasse 4 = 50 %, Klasse 5 = 72 %, Klasse 6 = 92 %.

Je höher also der Skelettanteil ist, desto geringer ist der effektive Tonanteil und somit die Texturklasse sowie die über die Verknüpfung von Muttergestein und Textur abgeleitete Verwitterungsrate.

Für jede Bodeneinheit wurde nun horizontweise aus dem effektiven Ton- und Sandgehalt (entsprechend BÜK1000-Datenbank, BGR 2008) die entsprechende Texturklasse des Horizonts abgeleitet (vgl. Tab. 12). Wenn zwei Texturklassen innerhalb eines Horizontes vorkommen, wird dies durch die Kombination zweier Texturklassen in Form von z. B. 1/3 angezeigt.

Tab. 12: Matrix zur Bestimmung der Texturklasse aus Sand- und Tongehalten (Eurosoil 1999).

Texturklasse	Name	Definition
1	grob	Ton < 18 % und Sand $\geq$ 65 %
2	mittelgrob	Ton < 35 % und Sand > 15 %, aber Ton $\geq$ 18 % wenn Sand $\geq$ 65 %
3	mittelfein	Ton < 35 % und Sand < 15 %
4	fein	35 % $\leq$ Ton < 60 %
5	sehr fein	Ton $\geq$ 60 %

Die Zuordnung des effektiven Tongehalts der einzelnen Horizonte zu den Texturklassen erfolgte über eine Fuzzyfizierung der Zugehörigkeit von Tongehalt zu Texturklassen. Die Bestimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung erfolgte nun anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Muttergesteinsklasse, vgl. Tab. 11) und effektivem Tongehalt (Texturklasse, vgl. Tab. 12) durch Zuordnung zu einer Verwitterungsklasse.

Ausgehend von lokalen Untersuchungen haben de Vries (1991), de Vries et al. (1993) sowie Sverdrup u. Warfvinge (1988) auf der Basis von Modellierungen Matrizen zur Bestimmung der Verwitterungsrate bzw. -klasse aus den zuvor erläuterten Parametern Muttergesteinsklasse und Texturklasse erstellt (vgl. Tab. 13).

Tab. 13: Bestimmung der Verwitterungsklasse

Verwitterungsklasse	Texturklasse										
Muttergesteinsklasse	1	1/2	1/3	1/4	2	2/3	2/4	3	3/4	4	5
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	1	2	3	3	3	4	4	5	5	6	6
2	2	3	4	4	4	5	5	6	6	6	6
3	2	3	4	4	5	6	6	6	6	6	6
4	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20

Quelle: de Vries (1991), de Vries et al. (1993), ergänzt

Für jeden Horizont wurden nun aus dem mittleren effektiven Tongehalt dieser Schicht die Zugehörigkeitsgrade zu zwei Texturklassen und aus dieser die Zugehörigkeitsgrade zu Verwitterungsklassen (unter Berücksichtigung der Muttergesteinsklasse) abgeleitet.

Jetzt mussten die Klassenzugehörigkeitsgrade wieder defuzzyfiziert werden, um einen konkreten Wert für eine Verwitterungsrate zu ermitteln. Dann erfolgte eine tiefenstufengewichtete Mittelwertbildung über die Verwitterungsklassenmittelwerte (vgl. Tab. 14) jedes Horizontes.

Tab. 14: Verwitterungsrate bezogen auf 0,5 m Bodentiefe nach de Vries et al. (1993)

Verwitterungsklasse	Verwitterungsrate [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
0	0
1	250
2	500
3	750

Verwitterungsklasse	Verwitterungsrate [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
4	1000
5	1250
6	1500
10	2500

De Vries et al. (1993) haben für die Ableitung der Verwitterungsrate als Parameter der Critical Loads eine Bodenschicht von 0,5 m zugrunde gelegt. Die von der Hauptwurzeltracht eines Vegetationstyps durchwurzelte Tiefe kann aber in Deutschland (z. B. bei Eichen-, Kiefern- oder Großseggenbeständen) bis zu 1,80 m tief oder im Falle von trockenen Heiden auch nur

0,2 m tief sein. Deshalb wurden die Verwitterungsraten für die in diesem Projekt berechneten Standortstypen über die Horizonte berechnet und anschließend gemittelt, die tatsächlich hauptsächlich durchwurzelt sind. Die Methode zur Bestimmung der aktuellen nutzungsabhängigen Durchwurzelungstiefen wird im letzten Abschnitt dieses Kapitels erläutert. Die für 0,5 m Bodenmächtigkeit von de Vries et al. (1993) angegebenen Verwitterungsraten wurden deshalb auf die tatsächlichen Horizontmächtigkeiten umgerechnet und über die Horizonte bis zur Durchwurzelungstiefe tiefenstufengewichtet gemittelt.

Eine weitere Modifizierung ergibt sich aus der Abhängigkeit der Verwitterungsrate auch von der Differenz der lokalen Temperatur zur Durchschnittstemperatur, die den Verwitterungsraten nach de Vries et al. (1993) zugrunde lag ($8\text{ °C} = 281\text{ K}$). Die temperaturkorrigierte Verwitterungsrate wird unter Einbeziehung der tatsächlichen Durchwurzelungstiefe nach folgender Gleichung berechnet:

$$BC_w(T) = [z \cdot 500 \cdot (WRc - 0,5)]^{\frac{A}{281} \frac{A}{273+T}}$$

wobei:

$BC_w(T)$ = temperaturkorrigierte Verwitterungsrate [$\text{eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]

z = durchwurzelte Tiefe [m]

WRc = Verwitterungsklasse (entsprechend Tab. 13)

T = mittlere lokale Temperatur im 30-jährigen Mittel 1981-2010 nach DWD [K]

A = Quotient aus Aktivierungsenergie und idealer Gaskonstante (= 3600 K)

Bestimmung der Verwitterungsrate der pflanzenverfügbaren basischen Kationen (BC_w)

Dem Manual (ICP Modelling & Mapping 2010) entsprechend wurde die Verwitterungsrate basischer Kationen zunächst als Summe über alle vorkommenden basischen Kationen bestimmt (BC_w). Die konkrete Ausweisung der einzelnen Anteile der Ionen des Kalziums, des Magnesiums, des Kaliums und des Natriums ist nach dieser Methode nicht möglich und auch anderweitig nicht verfügbar. Deshalb muss der Anteil der pflanzenverfügbaren Kationen Ca, Mg und K an der Gesamtsumme der Verwitterungsrate abgeschätzt werden als Voraussetzung für die Berechnung der kritischen Austragsrate von Säureneutralisationskapazität (vgl. Kap. 3.3.2).

Der Anteil der pflanzenverfügbaren basischen Kationen Ca + Mg + K (BC_w) beträgt laut Manual (ICP Modelling & Mapping 2010) ca. 70 % bei nährstoffarmen Böden und bis zu 85 % bei nährstoffreichen Böden. Um die Verwitterungsrate für Ca + Mg + K regional zuordnen zu können, wurde eine Abschätzung des natriumfreien Anteils durchgeführt, für den zunächst die Abschätzung der Nährkraft notwendig ist. Der Anteil der pflanzenverfügbaren Ca + Mg + K-Ionen an der Gesamtmenge verwitternder basischer Kationen, der sich aus

$$BC_w = x_{CaMgK} BC_w$$

ergibt und dessen Berechnungsfaktor x_{CaMgK} im Manual (ICP Modelling & Mapping 2010) mit 0,7 - 0,85 angegeben wird, wurde nun mit Hilfe der geschätzten Bodenfruchtbarkeit aufgeschlüsselt in:

Bodenfruchtbarkeit	x_{CaMgK}
sehr gering	0,70
gering	0,74
mittel	0,78
hoch	0,82
sehr hoch	0,85

Eine Validierung dieser Modellierungsergebnisse für Referenz-Standorttypen im guten ökologischen Zustand wurde an 10 Level II- und 498 BZE-Standorten in Nordrhein-Westfalen mit dem Modell PROFILE durchgeführt (Becker 2003, Becker et al. 2004). Dabei zeigte sich, dass es keinen deutlichen Zusammenhang zwischen den Verwitterungsraten – sei es mit oder ohne Hinzuziehung der Freisetzung von Natrium – gibt. Die Freisetzungsraten nach PROFILE dürften 2004 an den Beispielstandorten die tatsächlichen Basenverwitterungsraten am besten widerspiegeln haben, da PROFILE die für die Verwitterung relevanten Prozesse abbildet und der Detaillierungsgrad der Eingangsdaten sehr hoch ist – PROFILE benötigt die verwitterbaren Minerale mit ihren Anteilen sowie ihrer Zusammensetzung und Verwitterbarkeit. Es fiel vor allem auf, dass für eine nicht zu vernachlässigende Anzahl von Beispiel-Standorten PROFILE eine Basenverwitterung unter $1 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berechnet, die deVries-Ergebnisse hingegen Verwitterungsraten von bis zu $15 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Des Weiteren unterschätzten die deVries-Ergebnisse aus methodischen Gründen die Basenfreisetzung an den Carbonatstandorten, die in PROFILE deutlich höhere Werte von bis zu $60 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aufwiesen.

Auf Basis dieser Erkenntnisse haben Nagel et al. (2008) Modifizierungen der deVries-Methode vorgenommen. So wurde in Ergänzung der im Manual (ICP Modelling & Mapping 2010) empfohlenen 4-stufigen Klassifizierung der Ausgangssubstrate eine weitere für kalkhaltige Ausgangssubstrate ergänzt (vgl. Tab. 11). Die von de Vries für 0,5 m Durchwurzelungstiefe an Waldstandorten ermittelten Verwitterungsraten wurden für in Deutschland typische reale Durchwurzelungstiefen differenziert und korrigiert (siehe vorhergehende Abschnitte dieses Kapitels).

Die PROFILE-modellierten Verwitterungsraten der Level II- und BZE-Standorte wurden hierfür als Referenzwerte für vergleichbare Bodenprofile der BÜK 1000 benutzt, um die entsprechenden Korrekturen zu parametrisieren.

3.4.4 Ermittlung des Zielzustandes einer LRT-Fläche

Bei einem aktuellen **Erhaltungszustand „hervorragend“ (A) in Bezug auf die Artenstruktur** wäre die Zielgesellschaft i.d.R. identisch mit der aktuellen Pflanzengesellschaft.

Ein festgestellter **Erhaltungszustand „gut“ (B) in Bezug auf die Artenstruktur** enthält mindestens noch die bestandsprägenden Arten des Lebensraumtyps in einer regenerierungsfähigen Struktur, so dass auch in diesen Fällen die Zielgesellschaft in der Regel der vorgefundenen Pflanzengesellschaft entspricht. Es kann aber auch Fälle geben, wo eine massive Degradation des Bodens bereits stattgefunden hat, jedoch die aktuelle Vegetation aufgrund der Histerese des Systems (Beharrungseffekt mit zeitverzögerter Wirkung) dies noch nicht anzeigt. Deshalb muss bei einem Erhaltungszustand „gut“ (B) in Bezug auf die Artenstruktur bei Verdacht auf latente Vorschädigungen (die zu einer Einstufung in den EHZ C hätten führen müssen) vorab geprüft werden, wie sich die Hintergrunddeposition in Bezug auf den Critical Load in der Vergangenheit entwickelt hat (vgl. Kap. 3.5.1).

Man kann in der Regel davon ausgehen, dass die Vegetation einer LRT-Fläche mit **Erhaltungszustand „eingeschränkt“ (C) in Bezug auf die Artenstruktur** ein nicht mehr ausreichendes Selbstregenerierungspotenzial aufweist. Da aber auch andere Ursachen als N-Einträge zur Reduzierung des charakteristischen Artenkollektivs bzw. zur Schwächung seines Reproduktionspotentials geführt haben können, ist auch hier die Depositionsgeschichte als erster Anhaltspunkt zur Beantwortung der Frage nach der Regenerierbarkeit zu betrachten. Da sich im UG hieraus eine langfristig sehr hohe Vorbelastung ergibt (vgl. Kap. 3.5.1), musste auf der Grundlage von bodenchemischen Analysen an repräsentativen Critical Load-Punkten geprüft werden, ob irreversible Veränderungen der Standortsfaktoren stattgefunden haben, d. h. ob die Messwerte jenseits der Critical Limits (siehe Kap. 5.5) liegen.

Zusammengefasst ist es für die Ermittlung eines geeigneten Critical Loads somit notwendig, eine Indikatorgesellschaft anzugeben, die einen günstigen Erhaltungszustand widerspiegelt. Dies dürfte regelmäßig die vorgefundene Pflanzengesellschaft sein, kann aber auch davon abweichen, wenn der vorgefundene bodenchemische Status deutlich bis irreversibel von den für die Referenz-Pflanzengesellschaft typischen Standortbedingungen abweicht. Insofern muss - insbesondere für LRT-Flächen mit einem aktuellen Erhaltungszustand C oder in Fällen mit deutlich degradierten Vegetationsbeständen – ausgehend von der aktuellen Vegetation die naturnahe Gesellschaft gesucht werden (mittels BERN-Modell), die auf dem Standort in Zukunft ihr Optimum ausprägen kann und die realistisch erreichbar ist.

3.4.5 Entwicklungsprognose des Erhaltungszustandes im Plan-Nullfall

Vergleicht man die Depositionszeitreihen von 1920 bis 2009 (Kap. 5.3.2) mit den Belastbarkeitsgrenzen (Kap. 5.5), dann ergibt sich, dass die LRT-Flächen mit eutrophierendem Stickstoff seit mindestens 1960 überbelastet waren. Damit beträgt die Einwirkzeit von Belastungen bereits mindestens 75 Jahre. Es kann daher nicht mehr davon ausgegangen werden, dass latente Schäden insbesondere in der Krautschicht, aber auch in der Baumschicht, noch nicht sichtbar geworden sein könnten. Seit ca. 1985 sind die N-Einträge im UG rückläufig. Somit ist sicher auszuschließen, dass sich der Erhaltungszustand der genannten Flächen aufgrund von N-Einträgen durch die Hintergrundbelastung weiter verschlechtern kann.

Mit hoher Wahrscheinlichkeit kam es bis ca. 1985 zu einem Artenverlust und einer Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse in den LRT-Flächen infolge des Überfrachtens mit Stickstoff. Nach dieser langen Einwirkzeit kann man davon ausgehen, dass eine Sättigung der N-Anreicherungskapazität im Boden und in den Pflanzen seit Langem erreicht ist. Diese Entwicklung hat jedoch nicht zu einer so starken Veränderung der Standortbedingungen geführt, dass die gesellschaftsbestimmenden Arten verloren wären. Eine weitere Verschlechterung ist daher nicht zu erwarten. Es gibt deutschlandweit Belege für eine Normalisierung des C/N-Verhältnisses bei abnehmenden N-Einträgen aus dem Vergleich der Bodenzustandserhebungen 2006 zu 1994 (Grüneberg et al., 2014)

Die versauernden Hintergrundbelastungen im UG sind ebenfalls seit 1985 rückläufig. Wie entsprechende Erhebungen gezeigt haben, ist bereits nach 15 Jahren abnehmender Säureeinträge eine Erholung, d.h. Normalisierung des Säure-Basen-Status nachweisbar (Burse et al. 2011, ICP Forest 2011). Somit ist auch nicht damit zu rechnen, dass latente Schäden noch nicht sichtbar geworden sein könnten. 2007 wurden die CL für den versauernden Eintrag bereits nicht mehr überschritten. Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes durch die Hintergrunddeposition ist daher in Zukunft auszuschließen (vgl. auch Kap. 5.3.2).

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

3.5.1 Gründe für die Wahl der Modelle zur Ermittlung von Critical Loads

Empirische Critical Loads fehlen für Vegetationstypen, die im Untersuchungsgebiet jedoch charakteristisch für die FFH-Lebensraumtypen sind.

Da in der Regel die empirischen Critical Loads für Wälder allgemein als breite Wertebereiche angegeben sind, bleibt ein kaum verifizierbarer Beurteilungsspielraum bestehen. Deshalb werden sie in diesem Gutachten nicht unmittelbar herangezogen. Mittelbar geht die kritische N-Konzentration (vgl. Tab. 5), die auf der Ableitung aus empirischen Critical Loads beruht, in die $CL_{nut}N$ -Berechnung mit dem SMB-Modell ein.

Das auf der Nutzung dynamischer Modellansätze basierende **DECOMP.DE-Modell** bietet die Gewähr, dass auch schon bestehende naturfremde Ungleichgewichte wieder ausgeglichen werden. Auch im Untersuchungsgebiet sind die LRT-Flächen bereits über viele Jahre mit eutrophierenden und versauernden Einträgen belastet worden. Deshalb musste geprüft werden, ob im UG oder in Teilen davon das mittelfristige Gleichgewicht von Immobilisierungsrate und Mineralisierungsrate noch besteht oder in absehbarer Zeit sich selbst regenerieren kann (s. Kap. 5.5). Nicht jede Veränderung des Stoffhaushaltes in der Vergangenheit ist aber rückgängig zu machen. Auch nicht jede Artenverschiebung in der Vergangenheit muss als Schädigung angesehen werden. Die Analyse des aktuellen Regenerierungspotenzials im UG ergab jedoch, dass keine irreversiblen geochemischen Veränderungen durch anthropogene Schadstoffeinträge (Überschussnitrifikation) zu verzeichnen sind, so dass auf die Anwendung des DECOMP-Modells in diesem Gutachten verzichtet werden kann.

Im Unterschied zu den dynamischen Modellen geht der steady-state-Ansatz der **Einfachen Massenbilanz (SMB)** davon aus, dass ein bestehendes natürliches (Fließ-)Gleichgewicht des Stoffkreislaufes in einem Ökosystem im Zusammenwirken mit einem ungestörten Wasser- und Energiehaushalt langfristig stabil erhalten werden soll. Der Zweck des mit dem steady state-Modell ermittelten Critical Loads ist demnach die Erhaltung bestehender nachhaltig stabiler Standortbedingungen für die Existenz einer naturnahen/halbnatürlichen Pflanzengesellschaft – nicht nur als Schutzzweck an sich, sondern auch als Indikator für ein intaktes funktionstüchtiges Ökosystem.

Für die Ermittlung der Critical Loads kommt deshalb das SMB-Modell (Einfache Massenbilanz) zur Anwendung. Darüber hinaus werden im Wesentlichen die Methoden und Modelle zur Ermittlung der geochemischen Eingangsdaten entsprechend dem Manual des ICP Modelling & Mapping (2010) angewendet. Das SMB-Modell wird aber auch kombiniert mit Eingangsdaten, die aus empirischen Critical Loads abgeleitet wurden, jedoch ergänzt mit vegetationspezifischen Eingangswerten, die mittels BERN-Modell bestimmt wurden.

Die Methoden entsprechen denen zur Bestimmung LR-typischer CL in BMVBS (2013), werden in diesem Gutachten jedoch unter Berücksichtigung der standortspezifischen Eingangsdaten ermittelt.

3.5.2 Unsicherheiten der Modelle und Eingangsdaten

Modelle und Eingangsdaten, die zur Ermittlung von Critical Loads nach den oben beschriebenen Methoden verwendet werden, basieren i. d. R. auf – wenn auch möglichst genauen – Näherungen an exakte Standortbedingungen, Messungen auf vergleichbaren Referenz-Standorten sowie auf Expertenschätzungen. So sind Eingangsdaten immer mit einer gewissen Unsicherheit aufgrund von Verallgemeinerungen der Standortcharakteristika, bezogen auf den konkreten zu untersuchenden Standort, behaftet. Bei den auf der Basis der hier beschriebenen Modelle und Methoden ermittelten standortspezifischen Critical Loads handelt es sich im Ergebnis um Abschätzungen nach heutigem Stand des Wissens, also um eine Annäherung an komplexe ökosystemare Dosis-Wirkungs-Beziehungen. Berücksichtigung finden die nach derzeitigem Kenntnisstand einflussstärksten Faktoren und Parameter. Diese Methoden und die Parameterauswahl bleiben stets verbesserungs- und ergänzungsbedürftig. Es wird nie gelingen, die Gesamtheit der Zusammenhänge zwischen N-Einträgen und Wirkungen auf die Ökosysteme exakt zu berücksichtigen. Die vorhandenen Unsicherheiten sind daher unvermeidbar und im Rahmen des besten wissenschaftlichen Kenntnisstandes hinzunehmen.

Die Nutzung von Referenzdaten von vergleichbaren Standorten, die sich nachweislich in einem guten ökologischen Zustand befinden oder zum Zeitpunkt der Analyse befunden haben,

ist notwendig, da der Critical Load für einen angestrebten günstigen Referenzzustand bezüglich Bodenqualität und Vegetationsstruktur ermittelt werden muss. Besteht gegenwärtig kein günstiger Erhaltungszustand hinsichtlich Vegetation und Standortfaktoren, muss in diesem Fall auf idealtypische Referenzwerte vergleichbarer Standorte im guten ökologischen Zustand zurückgegriffen werden, deren Übertragbarkeit auf den konkreten Standort naturgemäß mit Unsicherheiten verbunden ist, auch wenn dies nach bestem Wissen geschieht. Der daraus resultierende Gesamtfehler lässt sich aber nicht exakt quantifizieren. Da in der Vergangenheit deutschlandweit sehr hohe Vorbelastungen mit Luftschadstoffen geherrscht haben und teilweise immer noch herrschen, ist der Analogieschluss von Standorten ohne hohe Vorbelastung in der Regel notwendig. Die BERN-Datenbank, die auf der Auswertung von bisher rund 20.100 Einzelstandortuntersuchungen in Deutschland von vor der intensiven Industrialisierungswelle, also überwiegend aus der ersten Hälfte des vorigen Jahrhunderts, beruht (vgl. Kap. 3.4.1), bietet hierfür eine repräsentative Datenbasis, wodurch der Unsicherheitsgrad auf ein Minimum reduziert wird.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens „Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope“ im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen (BMVBS 2013) wurden für 1990 Standort-/Vegetationstypen die Critical Loads-Ergebnisse aus der SMB/BERN-Modell-Anwendung validiert anhand (a) der empirischen Critical Loads (Bobbink & Hettelingh 2011), (b) der Alterra-Liste der Critical Loads für FFH-LRT der Niederlande (van Dobben & van Hinsberg 2008) und (c) dem Vergleich mit den Ergebnissen aus der Anwendung des dynamischen Modellsystems DECOMP.DE/BERN.

- a) Bei 5 % der Standorts-/Vegetationstypen liegt der modellierte $CL(N)$ unterhalb der Spanne des empirischen $CL_{emp}N$. Bei 15 % der Standorts-/Vegetationstypen liegt der modellierte $CL(N)$ oberhalb der Spanne des empirischen CL . Die Abweichungen der modellierten $CL(N)$ von den Spannen der empirischen CL lassen sich teilweise überwiegend damit begründen, dass bei den empirischen Studien eine erforderliche Nutzung und Pflege zur Bestandserhaltung meist unzureichend berücksichtigt wurde.
- b) Insgesamt zeigt der Vergleich mit den niederländischen Alterra-CL-Empfehlungen, dass die hier gewählte BERN/SMB-Modellierung ganz überwiegend zu vergleichbaren oder tendenziell eher niedrigeren CL -Werten führt.
- c) Aus dem Vergleich ergibt sich eine überwiegend gute Übereinstimmung der $CL_{nut}N$ nach beiden Methoden, wobei die $CL_{nut}N$ (nach SMB) bei den höheren CL -Werten ($> 25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) tendenziell etwas niedriger ausfallen als die $CL_{nut}N$ (berechnet mit DECOMP.DE), bei niedrigeren $CL_{nut}N$ ist diese Tendenz nicht erkennbar.

Die hohe Übereinstimmung ist insbesondere darin begründet, dass die Critical Loads nach beiden Modellen auf der Basis von Critical Limits berechnet wurden, die gewährleisten, dass die berechneten Critical Loads einen optimalen stoffhaushaltlichen Erhaltungszustand als langfristig nachhaltiges Erhaltungsziel sichern.

Eine Sensitivitätsanalyse wird aus folgenden Gründen nicht durchgeführt:

Die Belastbarkeitsschwellen (= Critical Limits), die in die Berechnung der Critical Loads eingehen (vgl. Kap. 3.4.2 in Verbindung mit Kap. 5.5), werden immer an der Grenze des Optimumplateaus der ökologischen Nische der Pflanzengesellschaft bzw. an der Grenze der bodentypischen (geo-)chemischen Pufferbereiche angesetzt. Sie charakterisieren das Ökosystem bei 100 % Regenerierungspotenzial an der Schwelle zu einer möglichen Abnahme der optimalen Existenzmöglichkeit der charakteristischen Arten. Für diese Eingangsparameter ist eine Variation zum Zwecke einer Sensitivitätsberechnung nicht sinnvoll, da dies dem Zweck des CL , ein potenzielles Risiko mit Sicherheit auszuschließen, widerspräche.

Die Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung des Substrats wird modellgestützt standortskonkret einzelfallbezogen berechnet (vgl. Kap. 3.4.3.5). Die Aufnahme von N und basischen Kationen wird im vorliegenden Einzelfall auf das Minimum gesetzt, das in Übereinstimmung mit den Empfehlungen des BfN-Handbuches für FFH-LRT (Ssymanck et al. 1998) zur naturschutzverträglichen Nutzung und Pflege, insbesondere zur Bestandsregulierung lebensraumtypischer Baumartenanteile in der Baumschicht, erforderlich ist. Die Niederschlagssumme im Jahr und die Jahresmitteltemperatur sind ortskonkret erhoben worden (vgl. Kap. 5.1) und werden für die Ermittlung der Immobilisierungsrate (vgl. Kap. 3.4.3.1), der Denitrifikations- und Auswaschungsrate (vgl. Kap. 3.4.3.1 und Kap. 3.4.3.3) einzelfallbezogen eingesetzt.

4 Bewertungsmaßstäbe

Für die Bewertung der Erheblichkeit von Luftschadstoffeinträgen in Ökosysteme hat sich als Maßstab für die Einschätzung der Empfindlichkeit der Ökosysteme, darunter insbesondere für naturnahe bzw. halbnatürliche Ökosysteme wie den FFH-Lebensraumtypen des Anhangs I, das Instrument der Bestimmung von Belastbarkeitsgrenzen (Critical Load) bewährt. Hierfür liegen international abgestimmte Methoden vor (ICP Modelling & Mapping 2004-2013, BMVBS 2013).

Die Anwendung von Modellen wie der Einfachen Massenbilanz und des DECOMP-Modells zur Ermittlung von Critical Load wurde als Stand der Wissenschaft höchstrichterlich anerkannt (Urteil des Bundesverwaltungsgerichtes zum Verfahren BAB A 49, BVerwG 23.4.2014 9 A 25/12, Rn. 36ff).

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 ein erhebliches Risiko zu erwarten ist, ist im Einzelfall gutachterlich zu bewerten (vgl. Kap. 8).

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 für eine Bagatellschwelle der Zusatzbelastung bei 3 % des Critical Loads (BMVBS 2013), die bereits höchstrichterlich anerkannt wurden (BVerwG 23.4.2014 9 A 25/12, Rn. 45). Sind diese überschritten, werden im Rahmen einer Einzelfallbetrachtung weitere Kriterien (u. a. besondere Standortcharakteristika, betroffener Flächenanteil am LRT, funktionale Bedeutung und Besonderheit in Anlehnung an die Flächenbagatell-Vorschläge von Lambrecht & Trautner 2007) berücksichtigt. Diese zunächst aus dem Verhältnismäßigkeitsgrundsatz des Europäischen Gemeinschaftsrechts gerichtlich anerkannte Bagatellschwelle lässt sich aber auch naturschutzfachlich begründen. So kann nachgewiesen werden, dass zusätzliche N-Einträge, die nicht mehr als 3 % des Critical Loads betragen, in zahlreichen Studien sowie von Fachexperten übereinstimmend als nicht signifikant die Vegetation verändernd eingestuft werden (BMVBS 2013, Balla et al. 2014). Dies gilt sowohl für die eutrophierende als auch die versauernde Wirkung von Fremdstoffeinträgen. Dabei spielt die Höhe der Vorbelastung keine Rolle.

Aus praktischen Gründen, nämlich um in einer entsprechenden Immissionsprognose einen Untersuchungs- bzw. Betrachtungsraum abgrenzen zu können, ist ein Abschneidekriterium, d. h. eine untere Grenze relevanter Zusatzbelastung zu definieren. Ein solches Abschneidekriterium ist insbesondere auch im Rahmen der Kumulationsbetrachtung mehrerer Vorhaben mit Auswirkung auf dieselben LRT-Flächen notwendig, weil die Einbeziehung aller Vorhaben mit sehr kleinen Zusatzbeiträgen praktisch nicht möglich ist, da ein großer Teil dieser Vorhaben nicht unter das BImSchG fällt und daher gar nicht erfasst und bekannt sind. Die Europäische Kommission hat hierzu in ihrem Leitfaden "Natura 2000 - Gebietsmanagement - Die Vorgaben des Artikels 6 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG" unter Nr. 4.4.3 ausgeführt: „Aus mehreren, für sich allein genommen geringen Auswirkungen könne durch Zusammenwirkung eine erhebliche Auswirkung erwachsen. ... In diesem Zusammenhang könne man "bis zu einem gewissen Grade" Pläne und Projekte in die Verträglichkeitsprüfung einbeziehen, wenn diese das Gebiet dauerhaft beeinflussten und Anzeichen für eine fortschreitende Beeinträchtigung des Gebiets bestünden.“ (Zitat aus dem Urteil des OVG Münster im Trianel-Verfahren, Az.: 8 D 58/08.AK vom 1.12.2011, S. 134). Daraus ist ersichtlich, dass nicht jeder kleinste Zusatzbeitrag in die Kumulation eingestellt werden muss, wenn er für sich nicht ausreicht, um

zusätzliche („fortschreitende“) Beeinträchtigungen zu bedingen. Eine solche Grenze ist spätestens dort anzusetzen, wo die zusätzliche Belastung eines Vorhabens nicht mehr signifikante Wirkungen erzeugen kann ($< 0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ – BMVBS 2013) oder nicht mehr mit vertretbarer Genauigkeit bestimmbar ist bzw. nicht mehr eindeutig von der Hintergrundbelastung abgrenzbar ist. Eine derartige Nachweisgrenze wurde vom Umweltbundesamt bei $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelt. Auch vom nordrhein-westfälischen Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV 2012) wurde die Nachweisgrenze für die Bestimmung der Immissionskonzentrationen von Stickoxiden und Ammoniak in der Luft aus der Messunsicherheit des Jahresmittelwerts der reaktiven Stickstoffverbindungen NO , NO_2 und NH_3 (mindestens $1 \mu\text{g m}^{-3}$) unter Berücksichtigung der Fehlerfortpflanzung bei der Berechnung der resultierenden Depositionen hergeleitet, das danach bei $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ lag. Das LANUV empfiehlt dennoch eine Abschneidegrenze von $0,10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. $30 \text{ eq S+N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ mit der Begründung, dass in Nordrhein-Westfalen LR-Typen vorkommen (LRT 6130 - Schwermetallrasen), bei denen 3 % des CL ca. $0,12 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ergeben.

Im Gegensatz zum Abschneidekriterium von $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (vgl. Balla et al. 2014) liegt für den Vorschlag aus NRW von $0,10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ keine naturwissenschaftliche Begründung vor. Dies wurde höchstrichterlich bestätigt (BVerwG 23.4.2014 9 A 25/12, Rn. 45). Zudem wird der CL des LRT 6130 in den unmittelbar angrenzenden Niederlanden mit $14,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angegeben (van Dobben & van Hinsberg 2008).

In BMVBS (2013 S. 213, Fußnote 121) wird darauf hingewiesen, dass die Umrechnung von $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1} = 24 \text{ eq N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ergibt. Da sich diese Umrechnung in Säureäquivalente aber nur auf Stickstoff bezieht und nicht auf die irrelevante Menge an S+N, ist ein Zuschlag für die irrelevante Menge an S für das Abschneidekriterium für S+N-Einträge erforderlich. In diesem Falle ist der Vorschlag des LANUV NRW mit $30 \text{ eq S+N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ fachlich gerechtfertigt und ausreichend vorsorglich niedrig.

5 Datengrundlagen

5.1 Abiotische Bestandteile der LRT

Als Datengrundlagen dienen:

- die Flächen mit geschütztem Lebensraumtyp (LRT) nach FFH-Richtlinie
- Übersichtskarte der Böden von Sachsen-Anhalt 1:200.000 (Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt)
- Karte der Sickerwasserraten (Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt)

Die Wetterdaten vom DWD (2011) ergaben folgende Aussagen für das UG im Mittel 1981 – 2010:

- Jahresmitteltemperatur: 9,5°C
- Jahresniederschlagssumme: 594-596 mm a⁻¹
- Jahresmittel der Sickerwasserrate 130-150 mm a⁻¹

Damit würde das Untersuchungsgebiet in den Klimaregionaltyp sommerwarm-winterkühl und mittlere Luftfeuchte entsprechend BMVBS (2013) fallen. Jedoch aufgrund der hohen tatsächlichen Sickerwasserraten gehört das Untersuchungsgebiet zum Klimaregionaltyp sommerwarm-winterkühl und hohe Luftfeuchte entsprechend BMVBS (2013).

Die Informationen zu den Böden werden an den Beurteilungspunkten (BP) der BÜK 200 entnommen (vgl. Tab. 15).

Ortskonkrete Besonderheiten wurden bei einer Vor-Ort-Begehung wie folgt ermittelt (Püchner - Ingenieurbüro Dr.-Ing. W. Eckhof, Ahrensfelde, Email vom 2.5.2015):

„Im östlichen Grenzbereich des FFH-Gebiets liegt eine lange zurückreichende Störung der Fließgewässerstruktur bis ca. 200 m stromabwärts vor: Bei der Anlage der „Steinmühle“ wurde dort wahrscheinlich schon vor Jahrhunderten der Olbitzbach gestaut und ein Mühlteich angelegt. Zwei Staustufen (inkl. je einem zusätzlichen Biberdamm) sorgen hier noch immer für einen beträchtlichen Niveausprung und damit dafür, dass sich der Mühlteich auf Niveau der Mühle bzw. des Mühlrads befindet. Das Ergebnis ist, dass sich das Fließgewässer hier tiefer in das Gelände einschneidet, jedoch weiterhin naturnah und LR-typisch ausgeprägt ist. Hier liegt nicht ohne Grund die Schutzgebietsgrenze. Weiter stromaufwärts ist der Olbitzbach begradigt, mehrfach reguliert, beräumt und durchfließt landwirtschaftliche Nutzflächen.

Ab der Querung „Steinmühle“ stromabwärts ist das Tal schwach ins Gelände eingeschnitten. Die Uferböschung ist minimal. Der Pegel setzt wenig unterhalb des Geländes an. Angrenzende Erlenwaldbereiche waren zum Begehungszeitpunkt z. T. quellig, es trat also etwas oberhalb des Pegels Grundwasser aus und bildete kleine Gumpen bzw. floss zu. In der jüngeren Vergangenheit war die Wasserspende gering. Der Pegel und die Wassersättigung der angrenzenden Sumpfwälder sind im Normalfall höher. Es gibt keine Deiche, Verbauung etc. Das Fließ mäandriert sehr naturnah beliebig innerhalb des Sumpfwalds. Es gibt auch Altwasser. Das Wasser bleibt also entsprechend lange im Gebiet.“

Tab. 15: Bodenformen an den BP-Standorten der LRT-Flächen

BP	LRT	Boden
1	91E0*	Pseudogley-Braunerden aus lehmigem Geschiebedecksand über Geschiebelehm (vergleyt durch Anstau)
2	91E0*	Gleye bis Humusgleye aus Niederungssand (quellig)
3	91E0*	Braunerde-Fahlerden aus lehmigem Geschiebedecksand über Geschiebelehm (vergleyt)

Am **BP 1** handelt es sich um einen Sonderfall, da der anstehende wechselfeuchte Pseudogley durch Anstau dauerhaft vergleyt wurde. Der BP 1 repräsentiert daher den Bereich nordöstlich der Steinmühle.

Der **BP 2** repräsentiert den quellig-sumpfigen Bereich ab der Steinmühle stromabwärts bis zur Grenze des Untersuchungsgebietes (entsprechend Ausbreitungsberechnung für N im Wald bei $0,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ abgegrenzt).

Der **BP 3** repräsentiert die unteren Hangbereiche im vergleyten Mineralboden des westlichen Arms des Olbitzgrabens sowie des östlichen Arms des Olbitzgrabens westlich der Steinmühle.

5.2 Biotische Bestandteile der LRT

Als Grundlage für die Charakterisierung der Vegetation dient die Vor-Ort-Begehung (Püchner - Ingenieurbüro Dr.-Ing. W. Eckhof, Ahrensfelde, Email vom 2.5.2015) (vgl. Tab. 16):

Tab. 16: Aktuelle repräsentative Vegetation an den BP-Standorten der LRT-Flächen

BP	Biotoptyp	aktuelle Arten
1	Erlen-Bruchwald mit Altholz und Totholz	Baumschicht: 40% Erle, 25% Esche, 15% Stieleiche, je 5% Spitzahorn und Hainbuche <u>Bachufer:</u> Krautschicht: <i>Stellaria nemorum</i> und <i>Cardamine amara</i> <u>Hangbereich:</u> Krautschicht: <i>Carex brizoides</i> , <i>Stellaria holostea</i> , <i>Anemone nemorosa</i> , <i>Aegopodium podagraria</i> , <i>Impatiens parviflora</i> , <i>Galium aparine</i> , <i>Valeriana officinalis</i> ,
2		<u>quellig-sumpfiger Bereich:</u> Baumschicht: 100% Erle Strauchschicht: <i>Prunus padus</i> Krautschicht: <i>Cardamine amara</i> , <i>Nasturtium officinale</i> , <i>Ranunculus ficaria</i> , <i>Carex remota</i> , <i>Caltha palustris</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Anemone nemorosa</i> , <i>Carex riparia</i> , <i>Carex acutifomis</i> <u>frischer Hangbereich:</u> Baumschicht: Erle, Esche, Stieleiche, Sandbirke, Waldkiefer, Eberesche Krautschicht: <i>Carex brizoides</i> , <i>Stellaria holostea</i> , <i>Anemone nemorosa</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Rubus idaeus</i>
3		wie BP 1 und 2 (Hangbereich)

5.3 Depositionen im Untersuchungsgebiet

5.3.1 Hintergrunddepositionen

Die letzte deutschlandweite Erfassung von Luftschadstoff-Depositionen (Kruit et al. 2014, unveröff.) 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 $1 \times 1 \text{ km}^2$ aus dem Jahr 2009 (siehe online im Internet: URL: <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/wirkungen-von-luftschadstoffen/wirkungen-auf-oekosysteme/kartendienst-stickstoffdeposition-in-deutschland>).

Die LRT-Polygone wurden mit dem Raster der Deposition für den entsprechenden Landnutzungstyp verschnitten. Enthält eine LRT-Fläche mehrere Rastergrids, wurde der jeweils höchste Depositions-Wert ermittelt, der in der LRT-Fläche liegt bzw. dessen Raster in die LRT-Fläche hineinragt (vgl. Tab. 17):

Tab. 17: Hintergrunddepositionen Stickstoff- und Schwefelverbindungen 2009 (Kruit et al. 2014) für den Landnutzungstyp Laubwald

CL-ID	LRT	N 2009		S 2009	
		[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	[eq ha ⁻¹ a ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	[eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
1	91E0*	13,3	953	4,6	289
2	91E0*	13,4	960	4,7	292
3	91E0*	13,4	960	4,7	292

Weitere Depositionen, die bei der Bestimmung der Critical Loads für versauernde Einträge zu berücksichtigen sind, enthält Tab. 18.

Tab. 18: Hintergrunddepositionen basischer Kationen 2009 (Kruit et al. 2014) für den Landnutzungstyp Laubwald

CL-ID	LRT	Hintergrunddeposition [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]			
		Ca	K	Mg	Na
1	91E0*	85	26	35	122
2	91E0*	85	26	35	122
3	91E0*	85	26	35	122

5.3.2 Historische Zeitreihen und Trends der Depositionen

Für die Berechnung der Zeitreihen der Stickstoffdepositionen von 1920 bis 2005 haben wir die Ergebnisse der IIASA-Modellierung der Depositionsgeschichte für das EMEP-Raster, in dem sich das UG befindet, benutzt (vgl. Tab. 19). Die Informationen über die Emissionsgeschichte (Verbrauch von Kohle, Erdöl, Erdgas, Holz, Verkehrsdichteangaben usw., industrielle Entwicklung in der Region) wurden auf der Basis eines EMEP Lagrange-Modells in Depositionen umgerechnet und für Europa vom International Institute for Applied Systems Analysis Laxenburg in Österreich (IIASA/CIAM) 2007 in einer Rasterauflösung von 50 x 50 km² zur Verfügung gestellt. Anhand der realen Depositionswerte des Jahres 2005 (Builtjes et al. 2011) wird nun die IIASA-Zeitreihe kalibriert (BIAS-Kalibrierung), um den Maßstabsunterschied zwischen Rastergröße 1 x 1 km² und 50 x 50 km² auszugleichen.

Tab. 19: Rekonstruierte Depositionsgeschichte im UG

Vegetationstyp	BP	LRT	Jahr	N-Hintergrundbelastung		S- Hintergrundbelastung	
				[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	[eq ha ⁻¹ a ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	[eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
Laubwald	1-3	91E0*	1920	9,8	701	14,5	909
			1925	10,3	734	15,9	995
			1930	10,7	766	17,5	1093
			1935	11,5	820	16,6	1036
			1940	12,2	875	23,4	1460
			1945	12,1	867	9,1	569
			1950	12,0	858	19,0	1185
			1955	13,7	980	27,5	1719
			1960	15,4	1102	31,2	1948
			1965	18,0	1284	38,6	2412
			1970	20,6	1468	46,0	2876
			1975	22,0	1572	44,6	2790
			1980	24,0	1718	46,4	2900
			1985	24,0	1718	45,4	2836
			1990	21,3	1519	32,3	2019
			1995	17,9	1276	14,0	873
			2000	16,1	1147	6,0	373
			2005	14,7	1050	5,5	343

Die Schwefel-Depositionen im Jahr 2005 sind nach einem extremen Pik zwischen 1975 und 1985 bereits unter das vorindustrielle Niveau gesunken. Der Stickstoffeintrag war zwar zwischen 1975 und 1985 nicht ganz so hoch wie der Schwefeleintrag, aber seitdem ist seine Reduzierung deutlich weniger drastisch verlaufen.

Der abnehmende Trend für N und S wird sich nach heutigem Erkenntnisstand in Zukunft verlangsamen, aber nicht umkehren (vgl. Abb. 7).

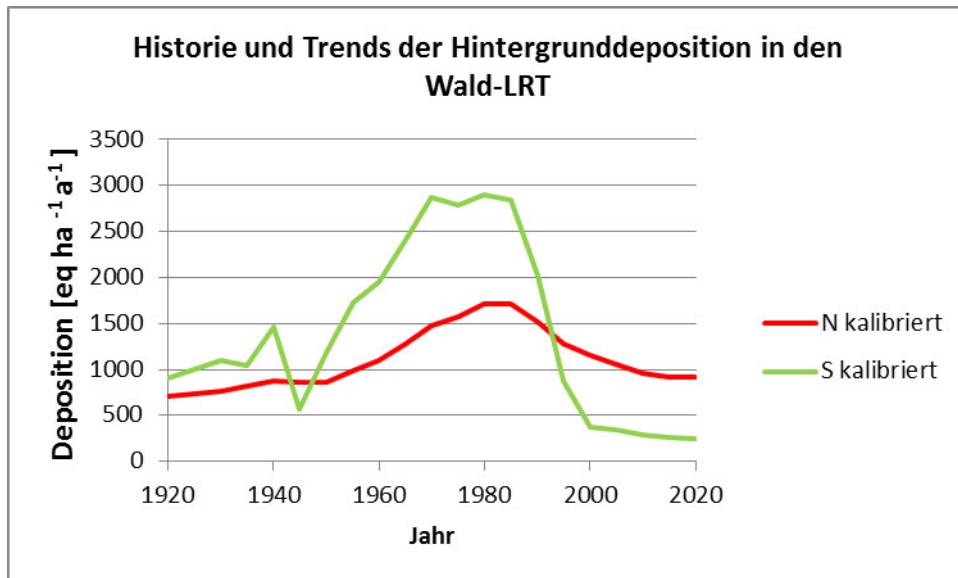


Abb. 7: Zeitreihen der S- und N-Depositionen in den Laubwald-LRT des UG (IIASA/CIAM 2007)

5.3.3 Zusatzbelastungen im Planfall

Die NATURA2000-Verträglichkeitsstudie (Püchner 2015) gibt jeweils an den 3 am stärksten vorhabenbedingt belasteten Punkten die zu erwartende Zusatzbelastung im Planfall unter Verwendung der Depositionsraten für Wald wie folgt an:

- BP 1: 1,8 kg N ha⁻¹ a⁻¹
- BP 2: 1,6 kg N ha⁻¹ a⁻¹
- BP 3: 1,4 kg N ha⁻¹ a⁻¹

Die angegebene Zusatzbelastung beinhaltet sowohl die auf die geplante Erhöhung der Tierplatzzahl zurückzuführende Ammoniak-Deposition als auch die aus dem Betrieb der vorhandenen Anlage resultierende Deposition.

In diesem Zusammenhang ist auch darauf hinzuweisen, dass die auf die bereits bestehende Schweinemastanlage zurückzuführenden Ammoniak-Emissionen bzw. -immissionen in die berechnete Zusatzbelastung mit eingegangen sind, also als kumulative Wirkung berücksichtigt wurden. Für andere im Umfeld des FFH-Gebietes bereits seit längerer Zeit existierenden Tierhaltungsanlagen ist davon auszugehen, dass die von diesen Anlagen ausgehenden Ammoniak-Emissionen bzw. -immissionen in die Hintergrundbelastung gemäß UBA-Datensatz eingegangen sind.

5.4 Erhaltungsziele

5.4.1 Vorgaben

Das FFH-Gebiet „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“ ist Bestandteil des Managementplans für das FFH-Gebiet Dessau-Wörlitzer Elbauen“ und den dazugehörigen Ausschnitt des EU SPA „Mittlere Elbe einschließlich Steckby-Lödderitzer Forst“ (Landschaftsplanung Dr. Reichhoff 2015).

Im Managementplan heißt es zu den Maßnahmengrundsätzen für den LRT 91E0*:

Die Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen für den LRT orientieren sich an den Mindestanforderungen für den günstigen Erhaltungszustand (B):

Erlen- und Eschenwälder an Fließgewässern (Alno padion).

Lebensraumtypische (Habitat) Strukturen:

- Naturnahe Struktur mit wenigen Altersstadien
- Mittleres Baumholz mit mind. 30% Deckung in der B1
- Biotop- und/oder Altbäume: mind. 3 Stück ha⁻¹
- Liegendes oder stehendes Totholz stärkerer Dimension (mind. 1 Stück ha⁻¹)

Lebensraumtypisches Arteninventar:

- Anteil der lebensraumtypischen Gehölzarten ≥ 90 %, Anteil LRT-fremder Gehölze ≤ 10 %
- Anteil der Hauptbaumarten ≥ 50 %,
- 1 Hauptgehölzart
- in Krautschicht mind. 7 charakteristische Farn- und Blütenpflanzen und keine untypischen Dominanzen

Daraus leiten sich nachfolgende Handlungsgrundsätze ab:

- Erhaltung des aktuellen Flächenumfangs des LRT
- ansonsten einzelbaumweise und zielstärkenorientierte Nutzung (BfN-Code 2.2.2.2., Zielstärke Gemeine Esche 70 cm, Schwarzerle 50 cm) oder Nutzungsverzicht (BfN-Code 2.1.2.)
- Vorrang der natürlichen Verjüngung lebensraumtypischer Gehölzarten vor künstlicher Verjüngung (BfN-Code 2.2.1.2.)
- Verjüngung über lange Zeiträume (BfN-Code 2.2.2.3.)
- Förderung der Naturverjüngung standortgerechter heimischer Baumarten (gesellschaftstypische Haupt- u. Begleitbaumarten)
- Anwendung bodenschonender Holzernte- und Verjüngungsverfahren zur Verhinderung von Bodenschäden i. S. des BBodSchG bzw. zur Erhaltung und Förderung der lebensraumtypischen Bodenvegetation (Krautschicht und Strauchschicht) (BfN-Code 2.2.3.)
- dauerhaftes Belassen einer bemessenen Zahl von Biotop- und Altbäumen sowie Totholz bis zum natürlichen Zerfall (siehe Maßnahmenplanung Anhang 3) (BfN-Code 2.4.1, 2.4.2.)
- Erhaltung von Horst- und Höhlenbäumen (BfN-Code 2.4.3.)
- kein Wegeneubau in den LRT (BfN-Code 2.4.10.)
- Erhaltung bzw. Förderung des lebensraumtypischen Gehölz- und Bodenpflanzeninventars; Förderung der Begleitgehölzarten u.a. auch durch Einbringen von fehlenden Gehölzarten, dabei Verwendung von gebietsheimischem, autochthonem Pflanzmaterial gemäß § 40 Abs. 4 BNatSchG)

5.4.2 Ableitung der Schutzgüter für die Bestimmung von Belastbarkeitsgrenzen

Nach Anwendung der Grundsätze zur Ermittlung des Zielzustandes (vgl. Kap. 3.4.4) unter Berücksichtigung der Depositionsgeschichte und -prognose (vgl. Kap. 5.3) mussten nun die Schutzgüter definiert werden, für die der jeweilige Critical Load zu berechnen ist.

Dementsprechend musste ausgehend von der aktuellen Vegetation die naturnahe Gesellschaft gesucht werden (mittels BERN-Modell), die auf dem Standort auch zukünftig ihr Optimum ausprägen kann und gleichzeitig der aktuellen Vegetation am ähnlichsten ist, d. h. sich aus dem vorhandenen Genpotenzial entwickeln kann (vgl. Tab. 20 in Verbindung mit Tab. 21).

Die aktuelle Vegetation ist weitgehend naturnah ausgeprägt. Die Zielvegetation kann also aus der aktuellen Vegetation wie folgt abgeleitet werden.

Die Critical Load-Berechnung erfolgt für die jeweils empfindlichere Ausprägung des Biotops, d. h.

- für BP 1: für die Vegetation des Bachufers
- für BP 2: für die Vegetation des quellig-sumpfigen Bereiches
- für BP 3: für die Vegetation des unteren Hangbereiches

Tab. 20: Entwicklungsziel der Vegetation an den Critical Beurteilungs-Punkten zur Erhaltung/Herstellung eines günstigen Erhaltungszustandes (vgl. Kap. 3.4.4).

BP	LRT	Zielgesellschaft im günstigen Erhaltungszustand
1	91E0*	Stellario nemorum-Alnetum glutinosae LOHMEYER 1957
2	91E0*	Cardamino armarae-Alnetum glutinosae (MEIJER-DREES 1936) PASSARGE 1968
3	91E0*	Pruno-Fraxinetum OBERDORFER 1953

Tab. 21: Ausgewertete Stetigkeitstabellen der Ziel-Pflanzengesellschaften

Zielgesellschaft	Quellennachweis der ausgewerteten Stetigkeitstabellen	N-empfindlichste hochstete oder Charakter-Art
Stellario nemorum-Alnetum glutinosae LOHMEYER 1957	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 305/5A und Textband S. 147 (auch Passarge & Hofmann (1968) Tab. 39 g-i; Schmidt et al. (2002) 8.1.1, Tab. 2/7/3.2)	<i>Stellaria nemorum</i>
Cardamino armarae-Alnetum glutinosae (MEIJER-DREES 1936) PASSARGE 1968	Passarge & Hofmann (1968) Tab. 7c (auch Berg et al 2001 Tab. 30.1.1.2 und Text S. 440)	<i>Cardamine armaria</i>
Pruno-Fraxinetum OBERDORFER 1953	Passarge & Hofmann (1968) Tab. 5d (auch Schmidt et al. (2002) 8.2, Tab. 2/7/2; Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 307/7Ba und Textband S. 150; Berg et al 2001 Tab. 30.3.1.1 und Text S. 447)	<i>Carex acutiformis</i>

5.4.3 Ableitung der bestandserhaltenden Nutzung/Pflege für die Bestimmung von Belastbarkeitsgrenzen

Als nachhaltige Nutzung ist eine Bewirtschaftungsweise und –intensität anzunehmen, die keine erhebliche Beeinträchtigung hervorrufen kann. Dies kann die Fortführung der bisherigen naturschutzbehördlich genehmigten Nutzung sein. Es kann aber auch eine gutachterlich als

verträglich eingeschätzte Nutzung oder sogar eine notwendige Erhaltungspflege sein. In bestimmten Einzelfällen ist auch ein notwendiger Nutzungsverzicht sinnvoll.

Die Annahmen müssen sich auf einen sehr langen Zeithorizont beziehen, da die Critical Load langfristig gelten sollen, d. h. für über 100 Jahre eine nachhaltige Sicherung bzw. Wiederherstellung günstiger Erhaltungszustände garantieren soll. Insofern sind aktuelle Besitz- und Nutzungsrechte nicht von Belang für diese sehr langfristige Betrachtung.

Im vorliegenden Fall wird fachgutachterlich eine extensive Bestandspflege für die Flächen des Ausprägungstyps mit dem Beurteilungspunkt 3 für verträglich erachtet, d. h. eine naturschutzfachlich verträgliche Pflegenutzung (z. B. Einzelstammentnahme) zur Erhaltung bzw. Entwicklung naturnaher und strukturreicher Bestände mit lebensraumtypischen Baumarten in ihren verschiedenen Entwicklungsstufen und Altersphasen. Die Baumentnahme soll sich vorrangig zunächst auf die Arten konzentrieren, die im Vergleich zu den typischen Anteilen der Baumarten an der Waldgesellschaft überrepräsentiert sind oder nicht zu den Charakter- und Differenzialarten bzw. zu den typischen hochsteten Begleitarten der Ziel-Waldgesellschaft gehören (s. Kap. 5.2). Diese Annahme steht im Einklang mit den Bewirtschaftungsempfehlungen im Managementplan (vgl. Kap. 5.4.1).

Wann wieviel Holz entnommen wird, ist für die CL-Ermittlung irrelevant, da die N-Aufnahme in das Holz ständig während der Vegetationsperiode erfolgt und damit ständig schadlos festgelegt wird. Der Netto-N-Entzug aus dem Boden wird daher als Rate pro Jahr berechnet (s. Kap. 3.4.3.4). Es wird davon ausgegangen, dass der Bestand einmal in rund 100 Jahren durch Naturverjüngung erneuert wird, so dass der Bestand an Altholz (minus 2 % Methusalem-Bäume) entnommen werden kann.

In den LRT-Ausprägungen mit Erlenbeständen in quelligen und sumpfigen Bereichen (repräsentiert durch die Beurteilungspunkte 1 und 2) sollte auf eine Nutzung verzichtet werden.

5.5 Critical Limits für den Zielzustand der maßgeblichen Bestandteile der LRT

Der stabile multifunktionale Zielzustand soll derjenige harmonische naturidentische Möglichkeitsraum der maßgeblichen abiotischen Bestandteile für die Existenz einer naturnahen Pflanzengesellschaft sein, der dem aktuellen Zustand am nächsten liegt und mit vernünftigem Aufwand erreichbar ist. Das heißt, die Critical Limits müssen jeweils ein günstiges Erhaltungsziel garantieren.

Folgende Belastbarkeitsschwellen (= Critical Limits) werden zur Berechnung des Critical Loads für die Sicherung eines stabilen multifunktionalen Zielzustandes in Ansatz gebracht (vgl. Tab. 22):

Tab. 22: Bodenabhängige Critical Limits zur Berechnung des Critical Loads für die Sicherung eines stabilen multifunktionalen Zielzustandes der LRT (vgl. Kap. 3.4.2.2 und Kap. 3.4.2.4)

CL-ID	LRT	Bodenform nach Fischer et al. 2002 und Walsch 2014	pH-Wert (H ₂ O)	C/N _{min(crit)}	C/N _{max(crit)}
1	91E0*	Pseudogley-Braunerden aus lehmigem Geschiebedecksand über Geschiebelehm (vergleyt durch Anstau)	≥ 4,2	≥ 10	≤ 25
2	91E0*	Gleye bis Humusgleye aus Niederungssand (quellig)	≥ 4,2	≥ 10	≤ 35
3	91E0*	Braunerde-Fahlerden aus lehmigem Geschiebedecksand über Geschiebelehm (vergleyt)	≥ 4,2	≥ 10	≤ 25

Zum anderen sind pflanzenphysiologische Belastbarkeitsschwellen (= Critical Limits) einzuhalten (vgl. Tab. 23).

Tab. 23: Kritische Schwellenwerte der Pflanzengesellschaften gegenüber Versauerung und Eutrophierung (vgl. Kap. 5.2 in Verbindung mit Kap. 3.4.2.1, 3.4.2.6 und Kap. 3.4.2.5)

CL-ID	LRT	Pflanzengesellschaft im günstigen Ziel-Erhaltungszustand	C/N-Verhältnis C/N _{(min) phyto}	Basensättigung	Verhältnis basischer Nährkationen zu Stickstoffionen Bc/N	Verhältnis basischer Nährkationen zu Aluminiumionen Bc/Al	N-Konzentration im Bodenwasser
			[-]	[%]	[-]	[-]	[kg m ⁻³]
1	91E0*	Stellario nemorum-Alnetum glutinosae LOHMEYER 1957	≥13	≥21	≥0,7	≥2	≤0,003
2	91E0*	Cardamino armariae-Alnetum glutinosae (MEIJER-DREES 1936) PASSARGE 1968	≥10	≥21	≥0,7	≥2	≤0,003
3	91E0*	Pruno-Fraxinetum OBERDORFER 1953	≥11	≥9	≥0,7	≥2	≤0,003

Bc/ Al = Verhältnis von basischen Kationen (Kalzium + Magnesium + Kalium) zu Aluminium in der Wurzelzone [mmol mmol⁻¹]

C/N = Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff im Oberboden [% %⁻¹]

Bc/N = Verhältnis von basischen Kationen (Kalzium + Magnesium + Kalium) zu Stickstoff im Oberboden [mmol mmol⁻¹]

Die Critical Limits für die Pflanzengesellschaften richten sich nach den Schwellenwerten der ökologischen Amplitude der empfindlichsten standorttypischen Art (Charakter- und/oder gesellschaftstreue Begleitart), die am Aufbau der Pflanzengesellschaft maßgeblich beteiligt ist bzw. zukünftig sein soll (vgl. Kap. 5.4.2). Wenn aktuell besonders empfindliche geschützte Arten nachgewiesen sind (vgl. Kap. 5.2), werden auch diese in den Vergleich der Schwellenwerte mit einbezogen und können ggf. das Critical Limit für den Einzelfall bestimmen. Somit gilt das Critical Limit auch immer für die Tiefenstufe, die von der empfindlichsten Art durchwurzelt wird. Typischerweise gilt das kritische C/N-Verhältnis, die Basensättigung, das Bc/N-Verhältnis und der pH-Wert für den Wurzelraum der Krautschicht.

Dem gegenüber sind Bäume empfindlicher als die Krautschicht hinsichtlich Bc/Al-Verhältnis. Dieses Kriterium gilt demnach für den gesamten Wurzelraum der Baumschicht d. h. für den Mittelwert in der Humusaufgabe zuzüglich alle durchwurzelter Mineralbodenschichten.

6 Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung

6.1 Modellierungsergebnisse

Die folgenden Tabellen zeigen die Ergebnisse der Critical Load-Berechnung für den eutrophierenden Einfluss von Stickstoff (vgl. Tab. 24) sowie für den versauernden Einfluss von Stickstoff (vgl. Tab. 25) unter Berücksichtigung der in Kap. 5.5 genannten Critical Limits.

Tab. 24: Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Load-Berechnung für den eutrophierenden Einfluss von Stickstoff ($CL_{nut}N$)

Critical Load-Punkt/ LRT/ Pflanzengesellschaft im Zielzustand	N_{de}	N_u	$N_{le(acc)}$	$N_{i(acc)}$	$CL_{nut}N$
	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]				
BP 1: LRT 91E0* Stellario nemorum-Alnetum glutinosae LOHMEYER 1957 Pseudogley-Braunerden aus lehmigem Geschiebedecksand über Geschiebelehm (vergleyt durch Anstau)	8,2	0	4,4	4,0	16,6
BP 2: LRT 91E0* Cardamino armarae-Alnetum glutinosae (MEIJER-DREES 1936) PASSARGE 1968 Gleye bis Humusgleye aus Niederungssand (quellig)	13,2	0	4,4	0,8	18,4
BP 3: LRT 91E0* Pruno-Fraxinetum OBERDORFER 1953 Braunerde-Fahlerden aus lehmigem Geschiebedecksand über Geschiebelehm (vergleyt)	5,9	4,6	3,9	1,5	15,9

$CL_{nut}N$	=	Critical Load für eutrophierenden Stickstoffeintrag
N_u	=	Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation und Entzug durch Ernte
$N_{i(acc)}$	=	akzeptable Netto-Immobilisierungsrate
$N_{le(acc)}$	=	tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser
N_{de}	=	Denitrifikationsrate von Stickstoff in die Atmosphäre

Tab. 25: Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den versauernden Einfluss von Stickstoff und Schwefel ($CL_{max}N$)

Critical Load-Punkt/ LRT/ Pflanzengesellschaft im Zielzustand	PS	Bc_w	Bc_u	$CL_{max}N$
	[m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[eq ha ⁻¹ a ⁻¹]		
BP 1: LRT 91E0* Stellario nemorum-Alnetum glutinosae LOHMEYER 1957 Pseudogley-Braunerden aus lehmigem Geschiebedecksand über Geschiebelehm (vergleyt durch Anstau)	1470	792	0	4670
BP 2: LRT 91E0* Cardamino armarae-Alnetum glutinosae (MEIJER-DREES 1936) PASSARGE 1968 Gleye bis Humusgleye aus Niederungssand (quellig)	1470	250	0	3618
BP 3: LRT 91E0* Pruno-Fraxinetum OBERDORFER 1953 Braunerde-Fahlerden aus lehmigem Geschiebedecksand über Geschiebelehm (vergleyt)	1300	859	478	2745

$CL_{max}N$	=	Critical Load für versauernden Stickstoffeintrag
BC_w	=	Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung
Bc_u	=	Netto-Aufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation
PS	=	Sickerwasserrate (Jahresniederschlag minus Verdunstungsrate)

6.2 Validierung

Diese Modellergebnisse für den $CL_{nut}N$ lassen sich mit entsprechenden Einstufungen der N-Empfindlichkeit nach anderen Verfahren wie folgt vergleichen (vgl. Tab. 26).

Tab. 26: Vergleich der Critical Loads der BERN/SMB -Modellierung mit den empfohlenen niederländischen CL-Werten nach van Dobben & van Hinsberg 2008

Critical Load-Punkt/ LRT/ Pflanzengesellschaft im Zielzustand	CL(N) nach van Dobben, van Hinsberg (2008)	typ. $CL_{nut}N$ (BMVBS 2013)	spezif. $CL_{nut}N$ (Einzelfall Tab. 24)
	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]		
BP 1: LRT 91E0* Stellario nemorum-Alnetum glutinosae LOHMEYER 1957 Pseudogley-Braunerden aus lehmigem Geschiebedecksand über Geschiebelehm (vergleyt durch Anstau)	26,1	14 - 17	16,6
BP 2: LRT 91E0* Cardamino armarae-Alnetum glutinosae (MEIJER-DREES 1936) PASSARGE 1968 Gleye bis Humusgleye aus Niederungssand (quellig)	33,8	14 - 21	18,4
BP 3: LRT 91E0* Pruno-Fraxinetum OBERDORFER 1953 Braunerde-Fahlerden aus lehmigem Geschiebedecksand über Geschiebelehm (vergleyt)	26,1	16	15,9

Für den LRT 91E0* gibt es keinen adäquaten empirischen Critical Load (Bobbink & Hettingh 2011).

Die Liste von Critical Loads für FFH-Lebensraumtypen in den Niederlanden wurde durch das niederländische Forschungsinstitut Alterra erstellt und von van Dobben und van Hinsberg 2008 veröffentlicht. Sie basiert auf einer Synthese aus modellierten CL (Modellkombination SMART 2 und MOVE) und empirischen CL. Der Vergleich der entsprechenden CL ergibt deutlich niedrigere Werte aus der hiermit vorliegenden Einzelfall-Modellierung (BERN/SMB-Methode). Dies resultiert insbesondere aus den niedrigeren Niederschlagsmengen in Sachsen-Anhalt gegenüber den Niederlanden, was zu einer niedrigeren tolerierbaren Auswaschungsrate mit dem Sickerwasser und damit letztlich zu niedrigeren CL führt.

Im Forschungsbericht „Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope“ (BMVBS 2013, Anhang I-4) sind die Modellierungsergebnisse für standort-/vegetationstypische CL aufgelistet. In der Liste sind 1990 in Deutschland weit verbreitete Kombinationstypen aus Klimaregionaltyp, Bodenform und standorttypischer Pflanzengesellschaft enthalten.

Die 3 standort-/vegetationsspezifischen Einzelfallausprägungen des LRT 91E0* im UG sind in dieser Liste nicht in allen Parametern bzw. -spannen zutreffend enthalten.

Am BP 1 handelt es sich um einen Sonderfall, da der anstehende wechselfeuchte Pseudogley durch Anstau dauerhaft vergleyt wurde. Der BP 1 repräsentiert daher den Bereich nordöstlich der Steinmühle. Diese Sonderform des Bodens ist in der Liste der typischen Ausprägungen so nicht enthalten. Die Pflanzengesellschaft ist in der Liste der typischen Ausprägungen des LRT aber auf anderen Bodenformen enthalten.

Für den BP 2 ist die definierte Zielgesellschaft nicht in BMVBS 2013 enthalten. Da es sich um quellige Bereiche im Humusgley handelt, musste die quelltypische Zielgesellschaft angesetzt werden, zumal die typischen Quellwasseranzeigerarten aktuell vorhanden sind. Der BP 2 repräsentiert den quellig-sumpfigen Bereich ab der Steinmühle stromabwärts bis zur Grenze

des Untersuchungsgebietes (entsprechend Ausbreitungsberechnung für N im Wald bei $0,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ abgegrenzt).

Die Bodenform am BP 3, der die unteren Hangbereiche im Mineralboden repräsentiert, ist in der Liste der typischen Ausprägungen (BMVBS 2013) nicht explizit enthalten. Die Bodenform ist jedoch vergleichbar hinsichtlich Hydromorphiestufe, Trophiestufe und Säure-Basen-Status mit einer Auengley-Auenbraunerde aus Auensedimenten.

Alle 3 standortspezifischen CL liegen in der Spanne der typischen soweit möglich vergleichbaren CL (BMVBS 2013, Anhang I-2).

7 Überschreitungen der Critical Loads

Die Berechnung der Überschreitungen der Critical Loads (vgl. Tab. 27 und Tab. 28) im Jahr 2009 erfolgt durch einfache Subtraktion der Hintergrund-Deposition 2009 (vgl. Kap. 5.3.3) minus Critical Load der BP (vgl. Kap.6.1).

Für die Berechnung der zu erwartenden Überschreitung im Planfall wird zur Hintergrunddeposition des Jahres 2009 die zu erwartende Zusatzbelastung für den Planfall (vgl. Kap. 5.3.3) addiert und dann der $CL_{nut}N$ bzw. $CL_{max}N$ abgezogen.

Nicht relevant sind die Zusatzbelastungen unabhängig von ihrem Anteil am Critical Load, wenn die Gesamtbelastung den Critical Load nicht überschreitet, d. h. wenn die Überschreitung durch die Gesamt-Belastung im Planfall (4. Spalte in Tab. 27 und Tab. 28) einen negativen Wert oder maximal 0 aufweist.

Nicht erheblich sind Zusatzbelastungen aus fachlicher Sicht, wenn die Gesamtbelastung den Critical Load überschreitet, aber der Anteil der Zusatzbelastung maximal 3 % des Critical Load beträgt. In allen anderen Fällen wäre das hier bestehende Risiko einer durch den vorhabenbedingten N- und S-Eintrag bedingten Beeinträchtigung des LRT erheblich.

Tab. 27: Überschreitungen der Critical Loads für den eutrophierenden N-Eintrag an den Critical Load-Punkten

Critical Load-Punkt, LRT, Pflanzengesellschaft, Depo-Analysepunkt (vgl. Tab. 17, Tab. 18)	$CL_{nut}N$	Über- schreitung 2009 durch Vorbela- stung (vgl. Kap. 5.3.1)	Überschrei- tung durch Gesamtbe- lastung auf Basis 2009 (vgl. Kap. 5.3.1 und Kap. 5.3.3)	Anteil der Zusatz- belas- tung am $CL_{nut}N$
	[kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]			[%]
BP 1: LRT 91E0* Stellario nemorum-Alnetum glutinosae LOHMEYER 1957 Pseudogley-Braunerden aus lehmigem Geschiebedeck-sand über Geschiebelehm (vergleyt durch Anstau)	16,6	-3,2	-1,4	11*
BP 2: LRT 91E0* Cardamino armarae-Alnetum glutinosae (MEIJER-DREES 1936) PASSARGE 1968 Gleye bis Humusgleye aus Niederungssand (quellig)	18,4	-5,0	-3,4	9*
BP 3: LRT 91E0* Pruno-Fraxinetum OBERD. 1953 Braunerde-Fahlerden aus lehmigem Geschiebedeck-sand über Geschiebelehm (vergleyt)	15,9	-2,5	-1,1	9*

* = für die Bewertung irrelevant, da die Gesamtbelastung < $CL_{nut}N$

Tab. 28: Überschreitungen der Critical Loads für den versauernden N-Eintrag an den Critical Load-Punkten

Critical Load-Punkt, LRT, Pflanzengesellschaft, Depo-Analysepunkt (vgl. Tab. 17, Tab. 18)	CL _{max} N	Über- schreitung 2009 durch Vorbelas- tung (vgl. Kap. 5.3.1)	Überschrei- tung durch Gesamtbe- lastung auf Basis 2009 (vgl. Kap. 5.3.1 und Kap. 5.3.3)	Anteil der Zusatz- belas- tung am CL _{max} N
	[kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]			[%]
BP 1: LRT 91E0* Stellario nemorum-Alnetum glutinosae LOHMEYER 1957 Pseudogley-Braunerden aus lehmigem Geschiebedeck- sand über Geschiebelehm (vergleyt durch Anstau)	4670	-3428	-3299	3*
BP 2: LRT 91E0* Cardamino armarae-Alnetum glutinosae (MEIJER-DREES 1936) PASSARGE 1968 Gleye bis Humusgleye aus Niederungssand (quellig)	3618	-2366	-2252	3*
BP 3: LRT 91E0* Pruno-Fraxinetum OBERD. 1953 Braunerde-Fahlerden aus lehmigem Geschiebedeck- sand über Geschiebelehm (vergleyt)	2745	-1493	-1393	4*

* Der Anteil der Zusatzbelastung am CL_{max}N ist im UG irrelevant, da die Gesamtbelastung den CL_{max}N nicht überschreitet

8 Entwicklung des Erhaltungszustandes und Bewertung der Erheblichkeit der vorhabenbedingten Zusatzdepositionen

Die Critical Load für Eutrophierung ($CL_{\text{nut}}N$) und Versauerung ($CL_{\text{max}}N$) wurden prinzipiell als Vorsorgewerte ermittelt, bei deren Einhaltung mit Sicherheit jede erhebliche schädigende Wirkung an den maßgeblichen Bestandteilen der LRT ausgeschlossen werden kann. Bei Überschreitung der CL durch die Gesamtdeposition steigt das Risiko einer Beeinträchtigung der Schutzgüter im FFH-Gebiet. Laut FFH-Richtlinie darf ein Planvorhaben aber nur dann genehmigt werden, wenn die Genehmigungsbehörden im Rahmen einer FFH-Verträglichkeitsprüfung „Gewissheit darüber erlangt haben“, dass sich das Planvorhaben nicht erheblich nachteilig auf ein Natura 2000-Gebiet auswirken wird. Die Festlegung von Ursache-Wirkungs-Erheblichkeitsschwellen von N-Einträgen ist aufgrund der Komplexität der Ökosysteme und aufgrund der zeitverzögerten Erkennbarkeit von Wirkungen kaum möglich. Da aber der CL eine Null-Risiko-Schwelle ist, erfüllt er die Voraussetzung für die Erlangung der Gewissheit über das Ausbleiben von erheblichen nachteiligen Veränderungen. Null Risiko heißt, dass die „maßgeblichen Bestandteile“ nicht geschädigt werden, also der Standort nicht irreversibel degradiert wird und die gesellschaftsbestimmenden Arten ihre günstige Existenzmöglichkeit behalten oder diese wieder herstellbar sind. Im Folgenden soll eine fachgutachterliche Einschätzung der Entwicklung der FFH-Lebensräume gegeben werden.

8.1 Eutrophierende Wirkung

Der Critical Load für den eutrophierenden Eintrag von Stickstoff ($CL_{\text{nut}}N$) wird auf allen Flächen des Wald-LRT 91E0* bereits durch die Hintergrundbelastungen des Jahres 2009 nicht mehr überschritten. Auch im Planfall wird der $CL_{\text{nut}}N$ durch die Gesamtdeposition nicht überschritten werden.

Einschätzung der Gefährdung bei Überschreitung des $CL_{\text{nut}}N$ durch die Gesamtbelastung:

Die LRT-Flächen des 91E0* sind grundwasserbeeinflusst. Hier könnte ggf. durch fortdauernde Überschreitung des $CL_{\text{nut}}N$ eine Akkumulation von Stickstoff im Bodenwasser der Wurzelzone stattfinden. Allerdings handelt es sich um zügige Grundwasserleiter im Einzugsbereich des Olbitzbachs.

Es ist davon auszugehen, dass das zuströmende Wasser der beiden Arme des Baches in das FFH-Gebiet bereits seit langer Zeit nährstoffreich ist, da es durch gedüngte Landwirtschaftsflächen zufließt. Der zufließende Nährstoffeintrag durch die Bäche überwiegt den luftbürtigen Eintrag bei Weitem. Dennoch ist der Fließgewässer-LRT mit einem Erhaltungszustand A ausgewiesen. Somit ist davon auszugehen, dass die Einflüsse landwirtschaftlicher Düngung im Fließgewässer weitgehend neutralisiert werden. Mit einer weiteren Verschlechterung des Erhaltungszustandes der Fließgewässer-LRT durch die Einträge in die umliegenden Wälder ist daher nicht zu rechnen.

Einschätzung des zusätzlichen Risikos durch die vorhabenbedingten Zusatzdepositionen:

Der Erhaltungszustand der LRT 91E0*-Flächen ist im Standarddatenbogen mit günstig (B) beurteilt.

Der Anteil der zusätzlichen Stickstoffdepositionen im Planfall am jeweiligen $CL_{\text{nut}}N$ ist mehr als bagatellhaft hoch. Dies ist jedoch irrelevant, da die Gesamtbelastung den $CL_{\text{nut}}N$ schon nicht mehr erreicht.

Die Zusatzbelastung führt zwar zu einer Verzögerung der Entwicklung zu einem hervorragenden Erhaltungszustand hinsichtlich des Trophiestatus, jedoch nicht zu einer Verschlechterung des bestehenden günstigen Zustandes.

8.2 Versauernde Wirkung

Der Critical Load für den versauernden Eintrag von Stickstoff ($CL_{\max}N$) wird auf keiner LRT-Fläche im UG durch die Hintergrunddeposition seit 2009 mehr überschritten. Auch im Planfall werden die $CL_{\max}N$ durch die Gesamtdeposition (Hintergrunddeposition 2009 + Zusatzdeposition) nicht mehr erreicht. Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes durch Säureeinträge durch die Hintergrund- und vorhabenbedingte Zusatzdeposition kann daher ausgeschlossen werden.

Der Anteil der zusätzlichen Stickstoffdepositionen im Planfall am jeweiligen $CL_{\max}N$ ist nur am BB 3 etwas höher als die Bagatellschwelle. Dies ist jedoch irrelevant.

Die Zusatzbelastung führt zu einer geringfügigen Verzögerung der Entwicklung zu einem hervorragenden Erhaltungszustand hinsichtlich des Säure-Basen-Status, jedoch nicht zu einer Verschlechterung des bestehenden günstigen Zustandes.

9 Zusammenfassung

Nach der geplanten Erweiterung der Schweinemastanlage in Düben (Sachsen-Anhalt) könnten möglicherweise Flächen des prioritären Lebensraumtyps 91E0* (Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae) im FFH-Gebiet „Olbitzbach-Niederung nordöstlich Roßlau“ zukünftig zusätzlich erheblich belastet werden, was zu untersuchen war. Das Untersuchungsgebiet wurde auf die LRT-Flächen mit einer vorhabenbedingten Zusatzbelastung $> 0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (= Abschneidekriterium nach BMVBS 2013) eingegrenzt.

Die LRT-Flächen im Untersuchungsgebiet (UG) haben überwiegend naturnahe Pflanzengesellschaften ausgeprägt. Für die nachhaltige Sicherung dieser Pflanzengesellschaften im günstigen Erhaltungszustand wurden die Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads) modellgestützt ermittelt.

Für die Ermittlung der Critical Load für eutrophierende Stickstoffeinträge ($\text{CL}_{\text{nut}}\text{N}$) sowie für versauernde Stickstoffeinträge ($\text{CL}_{\text{max}}\text{N}$) kommt das SMB-Modell (Einfache Massenbilanz) zur Anwendung. Darüber hinaus werden im Wesentlichen die Methoden und Modelle zur Ermittlung der geochemischen Eingangsdaten entsprechend dem Manual des ICP Modelling & Mapping (2010) angewendet. Das SMB-Modell wird aber auch kombiniert mit Eingangsdaten, die aus empirischen Critical Loads abgeleitet wurden, jedoch ergänzt mit vegetationsspezifischen Eingangswerten, die mittels BERN-Modell bestimmt wurden.

Der **Critical Load für den versauernden Eintrag von Stickstoff ($\text{CL}_{\text{max}}\text{N}$)** reicht von 2745 eq N $\text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf Braunerde-Fahlerden aus lehmigem Geschiebedecksand über Geschiebelehm (vergleyt) bis 4670 eq N $\text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf Pseudogley-Braunerden aus lehmigem Geschiebedecksand über Geschiebelehm (vergleyt durch Anstau).

Die **Critical Load für den eutrophierenden Stickstoffeintrag ($\text{CL}_{\text{nut}}\text{N}$)** liegen zwischen 15,9 kg N $\text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf Braunerde-Fahlerden aus lehmigem Geschiebedecksand über Geschiebelehm (vergleyt) und 18,4 kg N $\text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf Gley bis Humusgley aus Niederungssand (quellig).

Der $\text{CL}_{\text{nut}}\text{N}$ und der $\text{CL}_{\text{max}}\text{N}$ werden auf keiner LRT-Fläche im UG durch die Hintergrunddeposition 2009 überschritten. Auch im Planfall werden die CL N durch die Gesamtdeposition (Hintergrunddeposition 2009 + Zusatzdeposition) nicht mehr erreicht.

Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes durch Stickstoffeinträge durch die Hintergrund- und vorhabenbedingte Zusatzdeposition kann ausgeschlossen werden.

Der Anteil der zusätzlichen Stickstoffdepositionen im Planfall am jeweiligen CL N ist überwiegend mehr als bagatellhaft hoch. Dies ist jedoch irrelevant, da die Gesamtbelastung den $\text{CL}_{\text{nut}}\text{N}$ schon nicht mehr erreicht. Die Zusatzbelastung führt zu einer Verzögerung der Entwicklung zu einem hervorragenden Erhaltungszustand hinsichtlich des Trophiestatus, jedoch nicht zu einer Verschlechterung des bestehenden günstigen Erhaltungszustandes. Damit wird dem Verschlechterungsverbot der FFH-Richtlinie gefolgt. Die Genehmigungsfähigkeit der Anlagenerweiterung der Schweinemast am Standort Düben wird durch die prognostizierten Stickstoff-Zusatzdepositionen nicht in Frage gestellt.

Strausberg, am 15.9.2015



PD Dr. habil. Angela Schlutow

Quellen

- Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P., Melillo, J. M. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience*, 39:378-386.
- Achermann, B., Bobbink, R. (eds.) (2003): 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).
- AG Boden (Arbeitsgruppe Boden) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.), Hannover.
- Anders, S., Beck, W., Bolte, A., Hofmann, G., Jenssen, M., Krakau, U.-K., Müller, J. (2002): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands – Einfluss von Niederschlagsarmut und erhöhtem Stickstoffeintrag auf Kiefern-, Eichen-, und Buchen-Wald- und Forstökosysteme des nordostdeutschen Tieflandes. Eberswalde. Verlag Dr. Kessel Oberwinter, 283 S.
- Bach, M. (1987): Die potentielle Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Göttinger Bodenkundliche Berichte 93, Göttingen, 186 S.
- Balla, S., Bernotat, D., Frommer, J., Garniel, A., Geupel, M., Hebbinghaus, H., Lorentz, H., Schlutow, A., Uhl, R. (2014): Stickstoffeinträge in der FFH-Verträglichkeitsprüfung: Critical Loads, Bagatellschwelle und Abschneidekriterium. AFSV Heft 14-3, 14 S. im Druck. Vorab online im Internet: URL: <http://www.afsv.de/index.php/waldoekologie-landschaftsforschung-und-naturschutz/heft-14-2014> [Stand 15. Juni 2015].
- Bauer, F. (1953): Die Roteiche. D. Sauerländer'scher Verlag. Frankfurt a. M.
- Becker, R. (2003): Simulation des Stoffhaushaltes für 10 Level II- und 498 BZE-Standorte in Nordrhein-Westfalen mittels eines dynamischen Modells im Hinblick auf den Einfluß der Luftschadstoffbelastung und der Waldbewirtschaftung. Abschlussbericht zum Werkvertrag, bearbeitet durch ÖKO-DATA im Auftrag der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen.
- Becker, R., Hübener, P., Nagel, H.-D., Schlutow, A., Schütze, G., Weigelt-Kirchner, R. (2004): Bewertung von Emissionsminderungsszenarien mittels dynamischer Modellierung, Ergänzung der Dokumentation um die aktuellen, nationalen Beiträge Deutschlands zu UNECE Umweltbeobachtungsprogrammen. Bearbeitet durch ÖKO-DATA im Auftrag des Umweltbundesamtes. 218 S. Manuskriptdruck.
- Belyazid, S. (2006): Dynamic modelling of biogeochemical processes in forest ecosystems. Doctoral Thesis. Lund Institut of Technology, Lund University, Sweden:19-24.
- Berg, C., Dengler, J., Abdank, A. (Hrsg.) (2001): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Tabellenband, 341 S., herausgegeben vom Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. Weißdorn-Verlag Jena.
- Berg, C., Dengler, J., Abdank, A., Isermann, M. (Hrsg.) (2004): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Textband, 606 S., herausgegeben vom Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. Weißdorn-Verlag Jena.
- BFN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.) (2003): Karte der potenziell natürlichen Vegetation von Deutschland und Umgebung. Deutschland. Online im Internet: URL: <http://www.floraweb.de/> [Stand 15. Juni 2015].
- BGR (Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe) (Hrsg.) (2008): Parameter der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte 1 : 1 000 000 für Deutschland (Wald, Grünland, Acker).
- BMVBS – Bundesministerium für Verkehr, Bauwesen und Städtebau (2013): Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope. Endbericht zum FE-Vorhaben 84.0102/2009 im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen, verfasst von Balla, S., Uhl, R., Schlutow, A., Lorentz, H., Förster, M., Becker, C., Scheuschner, Th., Kiebel, A., Herzog, W., Düring, I., Lüttmann, J., Müller-Pfannenstiel, K. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 1099, BMVBS Abteilung Straßenbau, Bonn. 362 S.
- BNatSchG (Bundesnaturschutzgesetz): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), in Kraft getreten am 01.03.2010, zuletzt geändert durch Artikel 4 Absatz 100 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154)).
- Bobbink, R. (2011): mündliche Mitteilung.

- Bobbink, R., Hettelingh, J.-P. (Eds.) (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. Coordination Centre for Effects, RIVM, NL. Online im Internet: URL: <http://www.b-ware.eu/sites/default/files/publicaties/Review-revision-empirical-critical-loads-2011.pdf> [Stand 15.Juni2015].
- Böckmann, T. (1990): Wachstum und Ertrag der Winterlinde (*Tilia cordata* Mill) in Nordwestdeutschland. Dissertation Universität Göttingen.
- Bohner, A., Eder, G., Schink, M. (2007): Nährstoffkreislauf und Stoffflüsse in einem Grünland-Ökosystem. Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 12. Gumpensteiner Lysimetertagung, 91-99.
- Bolte, A. (2006): Biomasse- und Elementvorräte der Bodenvegetation auf Flächen des forstlichen Umweltmonitorings in Rheinland-Pfalz. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 72, Göttingen, 29 S. + Anhänge.
- Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Springer-Verlag Berlin 1928 = Biologische Studienbücher Bd. 7; 2. umgearb. u. verm. Aufl. Springer-Verlag Wien u. New York 1951; 3. neubearb. und wesentlich verm. Aufl. ebd. 1964.
- Brenner, S., Pfeffer, E., Schumacher, W. (2004): Extensive Schafbeweidung von Magerrasen im Hinblick auf Nährstoffentzug und Futterselektion. In: Natur und Landschaft 4:167-174.
- Briemle, G., Eickhoff, D., Wolf, R. (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg und Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt für Viehhaltung und Grünlandwirtschaft (LVVG) (Hrsg.). Beiheft 60 zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. Karlsruhe, 160 S.
- Brünner, F., Schöllhorn, J. (1972): Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden. 2., umgearb. u. erw. Aufl.. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 166 S.
- Builtjes, P., Hendriks, E., Koenen, M., Schaap, M., Banzhaf, S., Kerschbaumer, A., Gauger, T., Nagel, H.-D., Scheuschner, T., Schlutow, A. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland (MAPESI – Modelling of Air Pollutants and Ecosystem Impacts). Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 3707 64 200. Utrecht, März 2011.
- Burrows, C. J. (1990): Processes of vegetation change. Unwin Hyman, London.
- Burse, K., Schlutow, A., Stubenrauch, F., Scheuschner, T., Nagel, H.-D., Weigelt-Kirchner, R. (2011): Waldbodenzustandsbericht für Thüringen – Auswertung der BZE II -. Im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei.
- CCE (Coordination Centre for Effects) (2011): Status Report 2011. Eds.: Posch, M., Slootweg, J., Hettelingh, J. P., Report No. 680359003 ISBN No. 978-90-6960-254-7.
- CCE (Coordination Centre for Effects) (2013): Status Report 2012. Ed.: Posch, M.; Slootweg, J., Hettelingh, J.P.: Report No. 680359004.
- de Vries, W. (1991): Methodologies for the assessment and mapping of the Critical Loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. Wageningen 46.
- de Vries, 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.
- de Vries, W., Kros, J., Reinds, G. J., Wamelink, W., Mol, J., van Dobben, H., Bobbink, R., Emmett, B., Smart, S., Evans, C., Schlutow, A., Kraft, P., Belyazid, S., Sverdrup, H., van Hinsberg, A., Posch, M., Hettelingh, J.-P. (2007): Developments in modelling critical nitrogen loads for terrestrial ecosystems in Europe. Wageningen, the Netherlands, Alterra Green World Research, Report 1382, 206 p.
- de Vries, W., Posch, M. (2003): Derivation of cation exchange constants for sand, loess, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands. Alterra-Rapport 701, Alterra Green World Research, Wageningen, The Netherlands, 50 p.
- de Vries, W.; Posch, M.; Reinds, G. J.; Kämäri, J. (1993): Critical Loads and their exceedance on forest soils in Europe. The Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research. Wageningen, the Netherlands, 58 S.

- Deutscher Wetterdienst (DWD) (2011): Mittlere monatliche Niederschlagsmengen für die Monate Januar-Dezember aus dem Zeitraum 1981-2010. Rasterdatei; Mittlere Tagesmitteltemperatur der Referenzperiode 1981-2010 für Sommer und Winter. Rasterdatei.
- Dierschke, H. (1985): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens. II. Syntaxonomische Übersicht der Laubwald-Gesellschaften und Gliederung der Buchenwälder. - *Tuexenia* 5, S. 491-521. Göttingen.
- Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie, Ulmer, Stuttgart.
- Dierschke, H., Briemle, G. (2008): Kulturgrasland. Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. stark veränd. und verb. Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Elsässer, M. (2007): Düngung von Wiesen und Weiden. In: Bildungs- und Wissenszentrum für Viehhaltung, Grünlandwirtschaft, Wild und Fischerei, Aulendorf (Hrsg.) (2008): Merkblätter für die umweltgerechte Landbewirtschaftung Nr. 13, 4. Auflage.
- Erteld, W. (1952): Ertragstafel der Robinie, mäßige Durchforstung. In: Erteld, W. (1963): Ertragstafelauszüge. Für den Gebrauch in der Praxis. 2. neu bearb. u. ergänzte Aufl., Neumann-Verlag Radebeul.
- Europäische Kommission (2000): Natura 2000 - Gebietsmanagement. Die Vorgaben des Artikels 6 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG. Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften. Online im Internet: URL: http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/guidance_en.htm [Stand 15. Juni 2015].
- Europäische Kommission (2001): 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. Online im Internet: URL: http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/guidance_en.htm [Stand 15. Juni 2015].
- Europäische Kommission (2007a): Auslegungsleitfaden zu Artikel 6 Absatz 4 der 'Habitat-Richtlinie' 92/43/EWG. Erläuterungen der Begriffe: Alternativlösungen, zwingende Gründe des überwiegenden öffentlichen Interesses, Ausgleichsmaßnahmen, globale Kohärenz, Stellungnahme der Kommission (Januar 2007). Online im Internet: URL: http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/guidance_en.htm [Stand 15. Juni 2015].
- Europäische Kommission (2007b): Interpretation manual of european union habitats. Version EUR27. Brüssel.
- Eurosoil (1999): Metadata: Soil Geographical Data Base of Europe v.3.2.8.0. Joint Research Centre, Ispra, Italy.
- FFH-Richtlinie (FFH-RL): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, Abl. EG L 206/7 vom 22.07.1992, zuletzt geändert durch Richtlinie 2006/105/EG des Rates vom 20. November 2006, Abl. EG L 363/368 vom 20.12.2006.
- Fiedler, H.-J. (2001): Böden und Bodenfunktionen: in Ökosystemen, Landschaften und Ballungsgebieten. Expert-Verlag Renningen-Malmsheim. Forum EIPOS, Bd. 7, 459 S.
- Fischer, U., T. Pröhl, M. Scheffler, A. Weigel & F. Wendland (2002): Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgebiet (NSG) 186 „Fasanerieholz“ bei Ehrenberg (Lkr. Altenburger Land). Büro für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung Schwarzenberg. Im Auftrag des Staatlichen Umweltamtes Gera, Freistaat Thüringen, 88 S.
- Foster, N. W. (1989): Influences of seasonal temperature on nitrogen and sulfur mineralization/Immobilization in a maple-birch forest floor in central Ontario. In: *Can. J. Soil Science* 69:501-514.
- Grabherr, G., Mucina, L. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil II - Natürliche waldfreie Vegetation. Gustav-Fischer-Verlag Jena, Stuttgart, New York. 523 S.
- Grennfelt, P., Thörnelöf, E. (Hrsg.) (1992): Critical loads for nitrogen. Report from a workshop held at Lökeberg, Sweden, April 1992. NORD 1992, 41 p., Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Grüneberg, E., Ziche, D., Wellbrock, N. (2014): Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. *Global Change Biology* 20/5, akzeptiertes Manuskript. DOI:

- 10.1111/gcb.12558. online im Internet: URL:
<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.12558/abstract> [Stand 15. Juni 2015].
- Gundersen, P., Callesen, I., De Vries, W. (1998): Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N ratio. In: *Environmental Pollution* 102:403-407.
- Gundersen, P., Emmett, B. A., Kjonaas, O. J., Koopmans, C. J., Tietema, A. (1998): Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. In: *Forest Ecology and Management* 101:37-55.
- Härtle, W., Ewald, J., Hölzel, N. (2004): *Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge*. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, 250 S.
- Hartmann, F.-K., Jahn, G. (1967): *Waldgesellschaften des mitteleuropäischen Gebirgsraumes nördlich der Alpen*, Jena, 636 S.
- Hofmann, G. (1969): Zur pflanzensoziologischen Gliederung der Kiefernforsten des nordostdeutschen Tieflandes. In: *Feddes Repertorium* (Bd. 80, Heft 4-6), Berlin, 401-412.
- Hornung, M., Sutton, M. A., Wilson, R. B. (1995): *Mapping and Modelling of Critical Loads for Nitrogen: a Workshop Report*. Grange-over-Sands, Cumbria, UK. UN-ECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, Working Group for Effects, 24-26 October 1994. Published by: Institute of Terrestrial Ecology, Edinburgh, UK.
- Hundt, R. (1964): *Die Bergwiesen des Harzes, Thüringer Waldes und Erzgebirges*. Gustav Fischer Verlag Jena, 284 S.
- ICP Forest (Ed.) (2011): *The condition of the Forests in Europe 2011. Executive Report*. Online im Internet: URL: http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=LIFE07_ENV_D_000218_LAYMAN.pdf [Stand 15. Juni 2015].
- ICP MODELLING & MAPPING (ED.) (2004-2010): *Manual on methodologies and criteria for modeling and mapping critical loads & levels*. Print version German Federal Environmental Agency UBA-Texte 52/2004. Updated version 04/2010 online im Internet: URL: <http://www.icpmapping.org/> [Stand 15. Juni 2015].
- IISA/CIAM (2007): *EMEP Status Report 1/07. Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe in 2005. Joint MSC-W & CCC Report*. 147 S.
- Issler, E. (1942): *Vegetationskunde der Vogesen. Pflanzensoziologie Band 5*, Gustav Fischer Verlag Jena, 161 S.
- Jacobsen, C., Rademacher, P., Meesenburg, H., Meiwes, K. J. (2002): *Element-Gehalte in Baum-Kompartimenten: Literatur-Studie und Datensammlung*. Göttingen: Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Report, 80 S.
- Keienburg, T., Prüter, J. (Hrsg.) (2004): *Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Ökologische und sozioökonomische Grundlagen des Heidemanagements auf Sand- und Hochmoorstandorten*. NNA-Berichte (17) Heft 2 Schneverdingen 221 S.
- Klap, J. M., De Vries, W., Erisman, J. W., Van Leeuwen, E. P. (1997): *Relationships between forest condition and natural and anthropogenic stress factors on the European scale; pilot study*. DLO Winard Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Report 150.
- Klapp, E. (1954): *Wiesen und Weiden*. 2., völlig neu gestaltete Aufl., Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg, 519 S.
- Klapp, E. (1965): *Grünlandvegetation und Standort – nach Beispielen aus West-, Mittel- und Süddeutschland*. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.
- Knapp, E. (1973): *Ertragstabellen für Schwarzpappelsorten*. Forschungsbericht d. Instituts f. Rohholzerzeugung Abt. Waldbau/Ertragskunde. Eberswalde.
- 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., Jehlík, V., Krippelová, T. (1979): *Prehled ruderalnich rostlinnych společenstev Československa*, Rozpravy Československe Akademie Ved. Rada Matematických a přírodních Ved. 89:2, Praha.
- Kruit, R.W., Schaap, M., Segers, A., Heslinga, D., Bultjes, P., Banzhaf, S., Scheuschner, T. (2014): *Modellierung und Kartierung atmosphärischer Stoffeinträge und kritischer Belastungsschwellen zur kontinuierlichen Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung der Biodiversität in*

- Deutschland – PINETI (Pollutant Input and EcosysTem Impact). Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 3710 63 246. Utrecht, April 2014.
- Lambrecht, H., Trautner, J. (2007): Fachinformationssystem und Fachkonvention zur Bestimmung der Erheblichkeit im Rahmen der FFH-VP. Schlussbericht Juni 2007. FE-Vorhaben 804 82 004 im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Online im Internet: URL: http://www.bfn.de/0306_ffhvp.html [Stand 15. Juni 2015].
- Landschaftsplanung Dr. Reichhoff (2015): Managementplan für das FFH-Gebiet Dessau-Wörlitzer Elbauen“ und den dazugehörigen Ausschnitt des EU SPA „Mittlere Elbe einschl. Steckby-Lödderitzer Forst“, im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Dessau-Roßlau, März 2015, 593 S.
- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (2012): Abschneidekriterien zur Festlegung des Untersuchungsgebietes, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Essen, Vermerk 18. Juni 2012.
- LFUG (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie) (Hrsg.) (2000): OMKAS (Optimierung emissionsmindernder Maßnahmen bei gleichzeitiger Kontrolle der Aziditäts- und Luftschadstoffentwicklung für die Grenzregionen des Freistaates Sachsen), Projektbericht vom 16. März 2000, Dresden.
- Limmer, C. (1996): N₂-Fixierung in Waldböden. Dissertation. Universität Bayreuth. In: Bayreuther Forum Ökologie, Band 35, 1996. 80 S.
- Luthardt, V., Brauner, O., Hoffmann, C., Haggemüller, K. (2008): Lebensräume im Wandel. Jahresbericht der ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) zum Offenland des Biosphärenreservates Flusslandschaft Elbe und des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin: Zeitreihenuntersuchungen des Mineralischen Graslandes und des entwässerten, landwirtschaftlich genutzten und aufgelassenen Moorgraslandes (zzgl. 3-jährige Parameter der naturnahen Moore im BR SC). Fachhochschule Eberswalde – Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz. Online im Internet: URL: http://lanuweb.fh-eberswalde.de/oeub/pdf/OeUB_Bericht_2008.pdf [Stand 15. Juni 2015].
- Mahn, E.-G. (1959): Vegetations- und standortkundliche Untersuchungen an Felsfluren, Trocken- und Halbrocken rasen Mitteldeutschlands. Diss. Uni Halle, 215 S.
- 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 S.
- Matuszkiewicz, A. (1958): Zur Systematik der Fagion-Gesellschaften in Polen. In: Acta Societatis Botanicorum Poloniae Vol. XXVII-Nr. 4:675-725. Breslau, 1958.
- Matuszkiewicz, W. (1962): Zur Systematik der natürlichen Kiefernwälder des mittel- und osteuropäischen Flachlandes. In: Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N. F. 9:145-186. Stolzenau/Weser.
- Matzner, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Rh. A, 40.
- Mucina, L., Grabherr, G., Wallnhöfer, S. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil III - Wälder und Gebüsche. Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart, New York. 353 S.
- 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.
- Oberdorfer, E. (1957): Süddeutsche Vegetationsgesellschaften. Pflanzensoziologie 10, 564 S. Jena.
- Oberdorfer, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften I. 2. Aufl., 311 S., Jena.
- Oberdorfer, E. (1978): Süddeutsche Pflanzengesellschaften II. 2. Aufl., 355 S., Jena.
- Oberdorfer, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete, 8. stark überarb. und ergänzte Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart, 1051 S.
- Oberdorfer, E. (Hrsg.) (1992-1998): Süddeutsche Vegetationsgesellschaften. Teil I 4. Aufl. 1998, Teil II 3. Aufl. 1993, Teil III 3. Aufl. 1993, Teil IV 1992, Gustav-Fischer-Verlag, Jena Stuttgart New York, Teile I-IV in 5 Bänden.
- Passarge, H. (1964): Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes I. Pflanzensoziologie 13. Jena.

- Passarge, H. (2002): Pflanzengesellschaften Nordostdeutschlands 3-III. Cespitosa und Herbosa. 304 S. Cramer Berlin.
- Passarge, H., Hofmann, G. (1968): Vegetationsgesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes. II. Pflanzensoziologie 16. Jena, 324 S.
- Petersen, A. (1981): Die Gräser als Kulturpflanzen und Unkräuter auf Wiese, Weide und Acker. 5., bearb. Aufl., Akademie-Verlag, Berlin, 280 S.
- Pott, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands, Ulmer Verlag, Stuttgart, 427 S.
- Preisung, E. (1953): Süddeutsche Borstgras- u. Zwergstrauchheiden (Nardo-Callunetea). - Mitt. flor. soz. Arbeitsgem.N.F. 4: 112-123. Stolzenau.
- Preisung, E., Vahle, H.-C., Brandes, H., Hofmeister, H., Tüxen, J., Weber, H-E. (1990a): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Salzpflanzengesellschaften der Meeresküsten und des Binnenlandes. In: Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens, Heft 20/7:1-161, Hannover.
- Preisung, E., Vahle, H.-C., Brandes, H., Hofmeister, H., Tüxen, J., Weber, H-E. (1990b): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers. In: Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens, Heft 20/8:1-161, Hannover.
- Preisung, 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. In: Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens, Heft 20/5:1-146, Hannover.
- Püchner, S. (2015): Untersuchung der NATURA2000-Verträglichkeit zum vorhabenbezogenen Bebauungsplans Nr. 29 „Schweinehaltung Düben“ am Standort Düben. Berichtsnummer:462/2/4-2015-11-0. Ingenieurbüro Dr.-Ing. W. Eckhof, Ahrensfelde.
- Quade, J. (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. Hydro Agri Dülmen GmbH (Hrsg.), 12. überarb., erg. und erw. Aufl. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag, 618 S.
- Renger, M., König, R., Swartijes, S., Wessolek, G., Fahrenhorst, C., Kaschian, B. (1990): Modelle zur Ermittlung und Bewertung von Wasserhaushalt, Stoffdynamik und Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung. Endbericht zumBMFT-Projekt 0374343, Institut für Ökologie, TU Berlin, Berlin.
- Ruhr-Stickstoff-Aktiengesellschaft (Hrsg.) (1988): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. 11., überarb., erg. u. erw. Aufl.. Bochum, 587 S.
- Schachtschabel, P., Auerswald, K., Brümmer, G., Hartke, K.H., Schwertmann, U. (1998): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, Verlag Ferdinand Enke, Stuttgart.
- Schlutow, A., Hübener, P. (2004): The BERN Model: Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions. UBA-Texte 22/04. Umweltbundesamt Berlin, 50 p.
- Schmidt, P. A., Hempel, 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 S.
- Schober, R. (1975): Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt (a. Main).
- Schober, R. (1987): Ertragstabellen wichtiger Baumarten. J. D. Sauerländers Verlag, Frankfurt (a. Main).
- Schubert, R. (1960): Die zwergstrauchreichen azidiphilen Pflanzengesellschaften Mitteldeutschlands, VEB Gustav Fischer, Jena, 235 S.
- Schubert, R. (1991): Lehrbuch der Ökologie. Verlag Fischer, Jena, 657 S.
- Schubert, R., Hilbig, S., Klotz, W. (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. Fischer Verlag, Jena, 403 S.
- Shugart, H. H. (1984): A Theory of Forest Dynamics, Springer, New York.
- 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.
- Stanford, G., Frere, M.H., Schwaninger D.H. (1973): Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. In: Soil science 115(4):321-323.

- Stein-Bachinger, K., Bachinger, J., Schmitt, L. (2004): Nährstoffmanagement im Ökologischen Landbau. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (Hrsg.). Darmstadt, 136 S.
- Stuhrmann, M. (2000): Verbleib eingetragenen Stickstoffs in Waldböden entlang eines klimatischen Transektes durch Europa. In: Bayreuther Forum Ökologie, Band 79, 2000. 154 S.
- Sverdrup, H. (1990): The kinetics base of cation release due to chemical weathering. Lund University Press, Lund, Sweden.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P. (1988): Weathering of primary minerals in the natural soil environment in relation to a chemical weathering model. In: Water, Air Soil Pollut. 38:387-408.
- 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 2. Lund University, Sweden, 177 p.
- Tietema, A., Verstraten, J. M. (1991): Nitrogen cycling in an acid forest ecosystem in the Netherlands under increased atmospheric input. The nitrogen budget and the effect of nitrogen transformations on the proton budget. Biogeochemistry 15:21-46.
- Tischew, S. (2011): Management von Offenland-Lebensräumen an pflegeproblematischen Steilhängen durch Ziegenstandweiden. Beschreibung des laufenden Forschungsprojekts online im Internet: URL: [http://www.loel.hs-anhalt.de/forschung/forschungsprojekte.html?tx_bwhsaresearchdb_pi1\[cmd\]=projekt_lesen&tx_bwhsaresearchdb_pi1\[person\]=24017&tx_bwhsaresearchdb_pi1\[projekt_id\]=14139&cHash=3bf21fec3c4ffa27448d713a3efaa151](http://www.loel.hs-anhalt.de/forschung/forschungsprojekte.html?tx_bwhsaresearchdb_pi1[cmd]=projekt_lesen&tx_bwhsaresearchdb_pi1[person]=24017&tx_bwhsaresearchdb_pi1[projekt_id]=14139&cHash=3bf21fec3c4ffa27448d713a3efaa151) [Stand 15. Juni 2015].
- Tüxen, R. (1937): Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. Mitt. flor.-soz. Arb.gem. Niedersachsen 3:1-170. Hannover.
- Tüxen, R. (1955): Das System der nordwestdeutschen Pflanzengesellschaften. Mitt. Flor.-Soziol. Arbeitsgem., 5:155-176.
- Tüxen, R. (1958): Pflanzengesellschaften oligotropher Heidetümpel Nordwestdeutschlands. Veröff. D. Geobotanischen Instituts Rübel, 33: 207-231, Zürich.
- Tüxen, R., Westhoff, V. (1963): Saginetea maritimae, eine Gesellschaftsgruppe im wechselhalinen Grenzbereich der europäischen Meeresküsten. In: Mitt. flor.-soz. Arb.gemeinschaft. 1963, N. F. 10:116-129. Stolzenau/Weser.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (1996): Manual on methodologies and criteria for mapping Critical Levels & Loads and geographical areas where they are exceeded. UBA-Texte 71/96.
- Ulrich, B. (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 43/I:159-187.
- Ulrich, B. (1987): Stabilität, Elastizität und Resilienz von Waldökosystemen unter dem Einfluss saurer Deposition, Forstarchiv 58:232-239.
- van Dam, D. (1990): Atmospheric deposition and nutrient cycling in chalk grassland. Ph.D. Thesis, University of Utrecht, Utrecht, The Netherlands, 119 p.
- van Dobben, H. F., van Hinsberg, A. (2008): Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en Natura 2000-gebieden. Alterra-rapport 1654, Wageningen. Online im Internet: URL: <http://www2.alterra.wur.nl/Webdocs/PDFFiles/Alterrarapporten/AlterraRapport1654.pdf> [Stand 15. Juni 2015]
- Walsch, A. (EUROFINS Umwelt Ost) (2014): Prüfbericht zu Auftrag 61407645 - bodenchemische Analysen von 7 Bodenprobepunkten im NSG Fasanerieholz. Im Auftrag der Gutsverwaltung Altenburg GbR.
- Walse, C., Berg, B., Sverdrup, H. (1998): Review and synthesis on experimental data on organic matter decomposition with respect to the effect of temperature, moisture and acidity. In: Environmental Review 6:25-40.
- Wendland, F., Kunkel, R. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flusseinzugsgebiet der Elbe. 110 S., Schriften des Forschungszentrums Jülich: Reihe Umwelt 12.
- Wett, N. (2003): Aspekte des Prozesses der N-Freisetzung aus Humusvorratsabbau. Diss. Uni Kassel. online im Internet: URL: <http://d-nb.info/969120508/34> [Stand 15. Juni 2015].
- Willner, W. (2002): Syntaxonomische Revision der südmitteleuropäischen Buchenwälder. In: Phytocoenologia 32 (3), Berlin-Stuttgart, 337-453.

- Willner, W., Grabherr, G. (Hrsg.) (2007): Die Wälder und Gebüsche Österreichs – Ein Bestimmungswerk mit Tabellen. Elsevier Akademischer Verlag, Textband: 302 S. + Tabellenband: 297 S.
- Wimmenauer, K. (1919): Wachstum und Ertrag der Esche. AFJZ, 9-17 und 37-40.
- Wolfram, C. (1996): Die Vegetation des Bottsandes. Mitteilungen der AG Geobotanik in Schlesw.-Holst. und Hamburg, Kiel, Heft 51, 111 S.
- Zadeh, L. A. (1978): Fuzzy Sets as a basis for a theory of possibility. In: Fuzzy sets and fuzzy systems I. 3-28.
- Zogg, G. P., Zak, D. R., Pregitzer, K. S., Burton, A. J. (2000): Microbial Immobilization and the Retention of Anthropogenic Nitrate in a Northern Hardwood Forest, Ecology, 81(7): 1858–1866.