

**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 ($\text{NO}_x + \text{NH}_y, \text{SO}_x$ jeweils Trocken- und Nassdeposition) (letzter veröffentlichter Datensatz des UBA),
 - 2.3 durch die Gesamtdeposition (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_{empN}) 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 Tannenzwälder 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 Nitrateinträgen, 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 Nitratammonifikation 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:

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

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

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

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

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 Rohhumusaufgaben).

Variante 4: Erhaltung einer vegetations-spezifischen 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:

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

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

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

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

Al_{le}^{3+} = Austrag von Al^{3+} -Ionen [$\text{eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$] 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} = GAPON-Austausch-Koeffizient Al zu Ca+Mg+K

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

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

[Bc] = 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 [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:

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

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 vegetations-spezifischen 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-/ vegetationsstypischen 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 Standortformentypen, 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, Preisling 1953, Preisling 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 in-dikativ 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

Jahr: 1964 **Erste Nutzungsart:** Wald

Anzahl_Aufnahmen: 29 **Zweite Nutzungsart:**

mittl_Artenzahl: 28 **Dritte Nutzungsart:**

Detail: Pass.u.Hofm. (68) Tab.15a

Veg.-Typ:

EUNISCode: G1.63

Humusform: mullartiger Moder

soil type (KA5): BB-CF

soil group unit BUK1000: 14

climate sun slope plane shade slope: Mm, Uf, UH, UK, Um

Zusammensetzung der Arten: Anzahl der Arten: 19

Art	ist hochstet	ist Charakterart	ist Differentialart	Bedeckungsgrad
Oxalis acetosella	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	15
Galium odoratum	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	15
Poa nemoralis	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	15
Moehringia trinervia	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	1
Fagus sylvatica	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	80
Milium effusum	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	15
Anemone nemorosa	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	15
Viola reichenbachiana	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	1
Mycelis muralis	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	1
Luzula pilosa	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	1
Athyrium filix-femina	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Deschampsia caespitosa	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Carex remota	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Carex pilulifera	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Avenella flexuosa	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Veronica officinalis	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Luzula campestris	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Dicranella heteromalla	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Polytrichum tomentosum	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	

Abb. 2: Beispiel des Datenbankformulars für eine Pflanzengesellschaft mit Angaben zu den präferierten Referenz-Standortstypen, einschließlich der Liste der hochstet 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 [mm/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 Wertespanssen in die Datenbank übernommen (vgl. Abb. 3).

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	[$^{\circ}\text{C}$]

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).

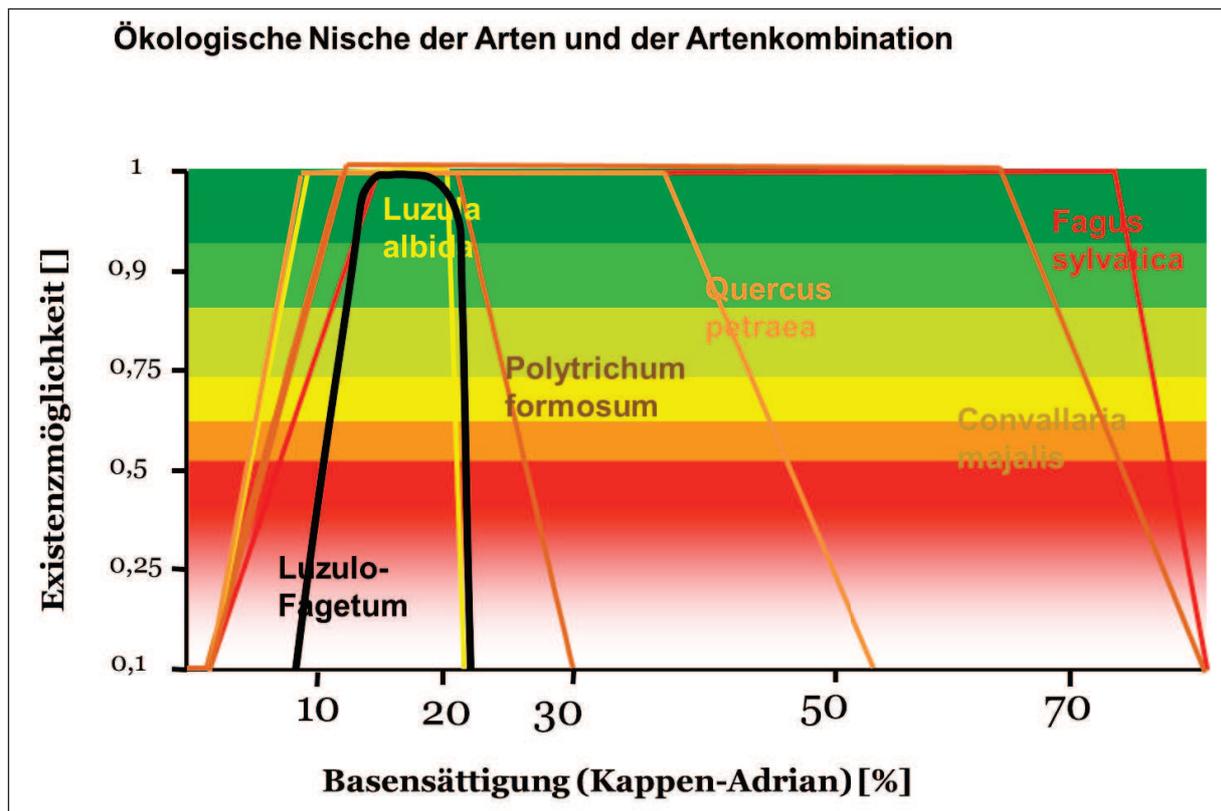


Abb. 4: Möglichkeitsverteilungsfunktion der hochsteten Arten (gelbe, orange und braune Linien) einer Gesellschaft und die resultierende Zugehörigkeitsfunktion der Gesellschaft (schwarze Linie) durch Anwendung des $A\gamma$ -Operators

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).

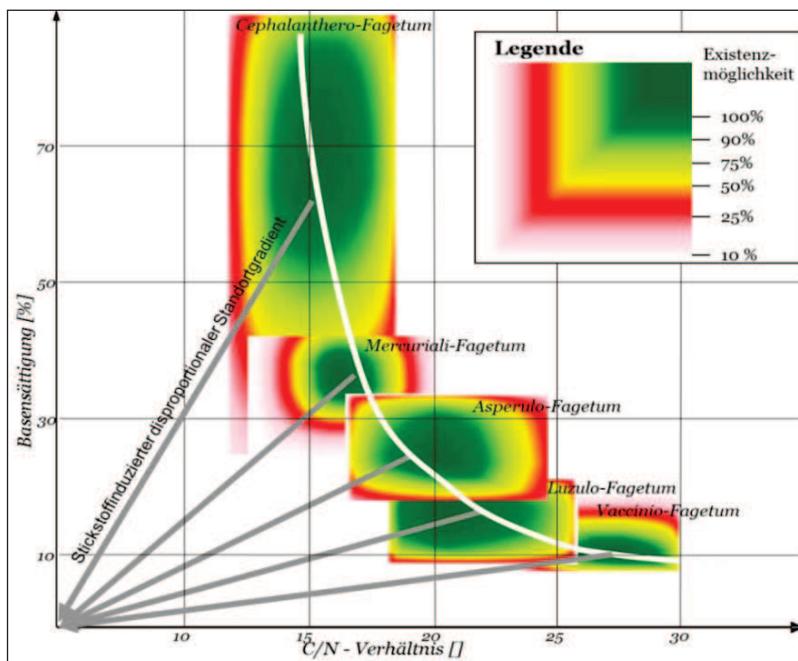


Abb. 5: Existenzmöglickeitsbereiche der Waldgesellschaften in der mäßig klimafeuchten sommerwarmen Klimastufe und die Wirkung von N-Einträgen (verstärkt durch S-Einträge) auf die Standortparameter C/N-Verhältnis und Basensättigung (stickstoffinduzierter disharmonischer Standortgradient)

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).

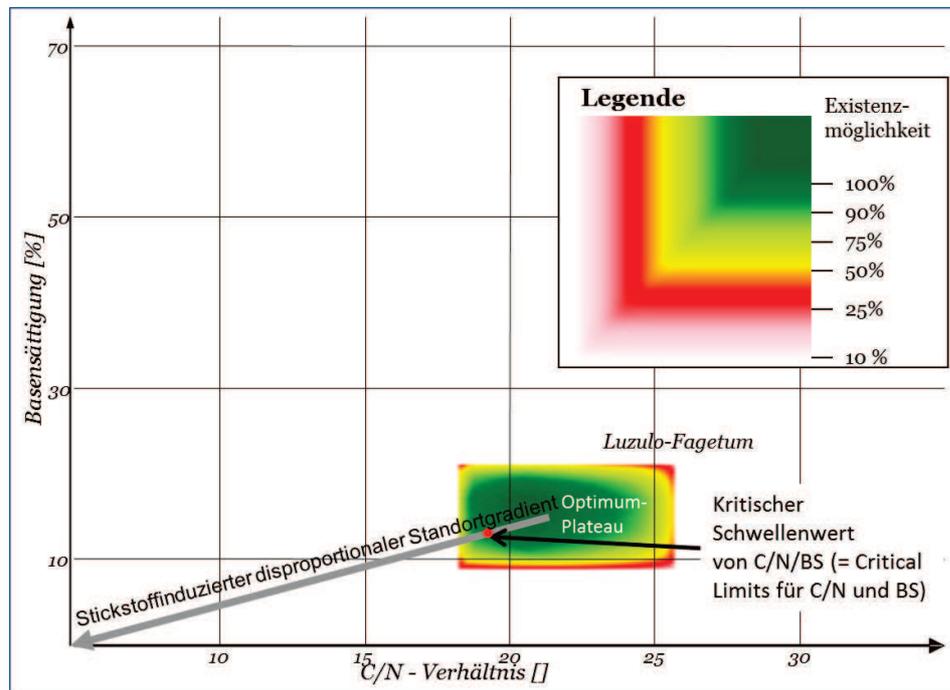


Abb. 6: Beispielhafte Prinzipdarstellung der modellgestützten Bestimmung der kritischen C/N- und BS-Limits zur Erhaltung einer naturnahen selbstregenerierungsfähigen Pflanzengesellschaft

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“ ($C/N_{max(geo)}$ und $C/N_{min(geo)}$) bei anhaltenden N-Einträgen nur langsam.

Wird der obere Regenerierbarkeitsgrenzwert ($C/N_{max(geo)}$) 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. Rohhumusauflagen 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 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)

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 pH(H₂O)-Wertes für die Pufferbereiche der Böden (nach Ulrich 1987)

Puffersubstanz	pH (H ₂ O)-Bereich	niedrigster akzeptabler pH-Wert (H ₂ O)
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 [Al(OH) _x (3-x) ⁺], Aluminium-Hydroxosulfate	< 4,2	3,8
Aluminium-Eisen-Puffer (wie Aluminium-Puffer, „Boden-Fe(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 ([N]_{le(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 HNO₃ in der Regel mit Versauerungsprozessen gekoppelt (Schachtschabel et al. 1998).

In der auf europäischer Ebene vorgeschlagenen Methodik wurde ein weiter 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 kg N ha⁻¹ a⁻¹ unter Laubwäldern angenommen. Letztendlich spielt aber für eine realistische Abschätzung dieser Größe die Sickerwasserrate eine entscheidende Rolle.

Das Manual zur Kartierung und Modellierung von Critical Loads (ICP Modelling & Mapping 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 CL_{nut}N (aus Manual ICP Modelling & Mapping 2010)

Belastung	N _{acc} [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.

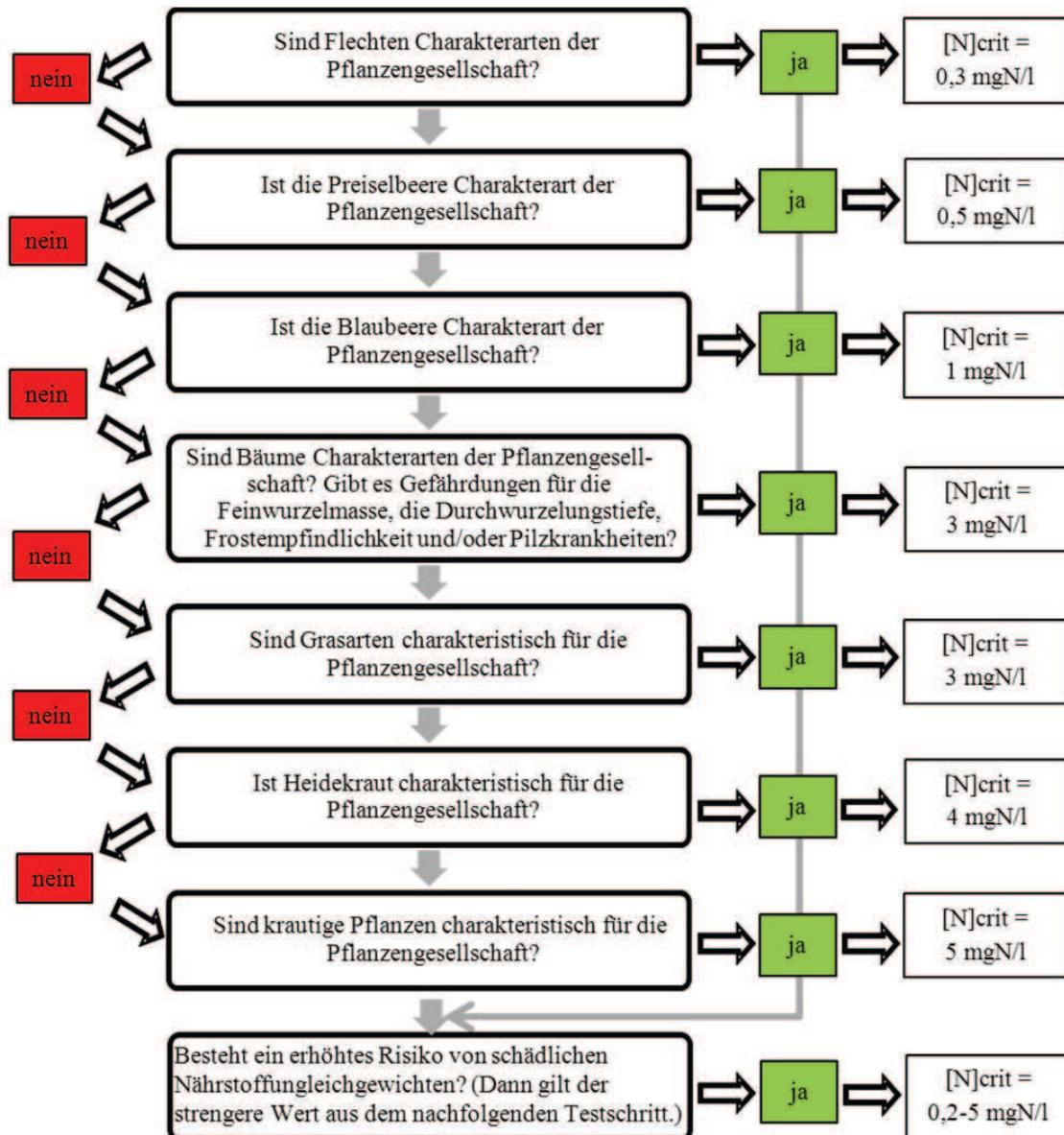
Die Daten für die Niederlande wurden aus Modellierungen mit SMART entnommen. Die übrigen Grenzkonzentrationen wurden empirisch ermittelt (de Vries et al. 2007), indem der empirische Critical Load (vgl. Kap. 3.1) nach Abzug der Immobilisierungs-, Denitrifikations- und N-Aufnahmerate in die Erntemasse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

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

mit:

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

$(C_{org}/N_t)_{\text{crit}}$ = kritisches C:N-Verhältnis, bei dem die Pflanzengesellschaft gerade noch optimal existieren kann; entspricht der unteren Spannungsgrenze $C/N_{\text{crit}(\text{phyto})}$ 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 immobilen 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 immobilen 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 kg N ha⁻¹a⁻¹ (bei > 8°C Jahresdurchschnittstemperatur, vgl. Manual – ICP Modelling & Mapping 2004 ff) und 5 kg N ha⁻¹a⁻¹ (bei < 5 °C Jahresdurchschnittstemperatur, vgl. Stuhmann 2000) angesetzt werden kann. Es ergeben sich folgende empirische Funktionen:

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

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

$Ni(T) = 0,0804 * T^2 - 1,8589 * T + 11,204$ 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:

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

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 [$kg N ha^{-1} a^{-1}$]

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

$[N]_{\text{crit}}$ = 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 ausgelesen. 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 Auenvvegetation 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 Aufnahme­rate von basischen Kationen (B_{c_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 B_{c_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		
	[m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	[m ³ 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 Bc_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), Brüner & Schöllhorn (1972), Briemle et al. (1991), Klapp (1954), Bohner 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, Ferrallitische 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 Grob-bodenanteil 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											
	1	1/2	1/3	1/4	2	2/3	2/4	3	3/4	4	5	
Muttergesteinsklasse												
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	1	2	3	3	3	4	4	5	5	6	6	6
2	2	3	4	4	4	5	5	6	6	6	6	6
3	2	3	4	4	5	6	6	6	6	6	6	6
4	20	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]	Verwitterungsklasse	Verwitterungsrate [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
0	0	4	1000
1	250	5	1250
2	500	6	1500
3	750	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 = durchwuzelte 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 Beispielstandorten 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 Standortfaktoren 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_{empN} . 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_{nutN} nach beiden Methoden, wobei die CL_{nutN} (nach SMB) bei den höheren CL-Werten ($> 25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) tendenziell etwas niedriger ausfallen als die CL_{nutN} (berechnet mit DECOMP.DE), bei niedrigeren CL_{nutN} 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 beständen.“ (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 ($< 0,3 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ – 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 $0,3 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 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, NO₂ und NH₃ (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 $0,10 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 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 $0,10 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 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 (Bultjes 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).

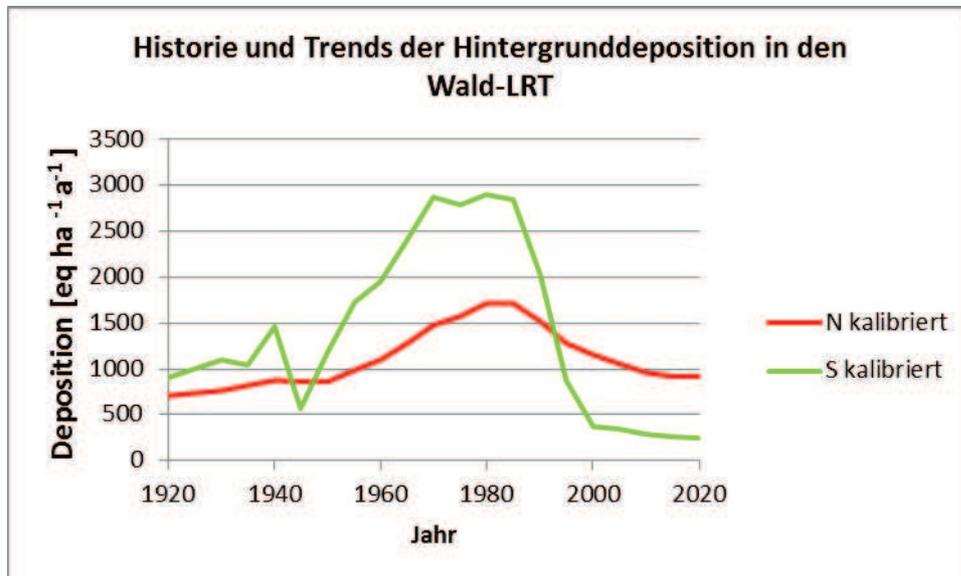


Abb. 7: Zeitreihen der S- und N-Depositionen in den Laubwald-LRT des UG (IIASA/CIAM 2007)

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 Behandlungsgrundsätze 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 armarae</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	Basensättigung	Verhältnis basischer Nährkationen zu Stickstoffonen Bc/N	Verhältnis basischer Nährkationen zu Aluminiumionen Bc/Al	N-Konzentration im Bodenwasser
			$\frac{C}{N}$ (min) phyto				
1	91E0*	Stellario nemorum-Alnetum glutinosae LOHMEYER 1957	≥13	≥21	≥0,7	≥2	≤0,003
2	91E0*	Cardamino armarae-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 durchwurzelt 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 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 $CL_{nut}N$
	[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 ($CL_{\text{nut}}\text{N}$) und Versauerung ($CL_{\text{max}}\text{N}$) 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 ($CL_{\text{nut}}\text{N}$) wird auf allen Flächen des Wald-LRT 91E0* bereits durch die Hintergrundbelastungen des Jahres 2009 nicht mehr überschritten. Auch im Planfall wird der $CL_{\text{nut}}\text{N}$ durch die Gesamtdeposition nicht überschritten werden.

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

Die LRT-Flächen des 91E0* sind grundwasserbeeinflusst. Hier könnte ggf. durch fortdauernde Überschreitung des $CL_{\text{nut}}\text{N}$ 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 $CL_{\text{nut}}\text{N}$ ist mehr als bagatellhaft hoch. Dies ist jedoch irrelevant, da die Gesamtbelastung den $CL_{\text{nut}}\text{N}$ 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 Säureinträge 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 (= $CL_{\text{nut}}\text{N}$) sowie für versauernde Stickstoffeinträge ($CL_{\text{max}}\text{N}$) 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 vegetationspezifischen Eingangswerten, die mittels BERN-Modell bestimmt wurden.

Der **Critical Load für den versauernden Eintrag von Stickstoff ($CL_{\text{max}}\text{N}$)** 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 ($CL_{\text{nut}}\text{N}$)** 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 $CL_{\text{nut}}\text{N}$ und der $CL_{\text{max}}\text{N}$ 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 $CL_{\text{nut}}\text{N}$ 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 Südniedersachsens. 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 Ceskoslovenska*, Rozpravy Ceskoslovenske Akademie Ved. Rada Matematickych a prirodnich 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., Hagenmüller, K. (2008): Lebensräume im Wandel. Jahresbericht der ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖÜB) 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 zum BMFT-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): Saginetaea maritimae, eine Gesellschaftsgruppe im wechselhalinen Grenzbereich der europäischen Meeresküsten. In: Mitt. flor.-soz. Arb.gem. 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 Gebüsch 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.