

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 $\Lambda\gamma$ -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 Gesamtdosition (Hintergrundbelastung + vorhabenbedingte Zusatzdeposition) im Planfall,
- 3 Bewertung der Erheblichkeit der zusätzlichen Beeinträchtigungen des Erhaltungsziels der FFH-Lebensraumtypen,
4. Prognose der Entwicklung der LRT im Planfall unter Berücksichtigung der Hintergrundbelastung und vorhabenbedingten Zusatzbelastung.

2 Untersuchungsgebiet

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

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

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

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

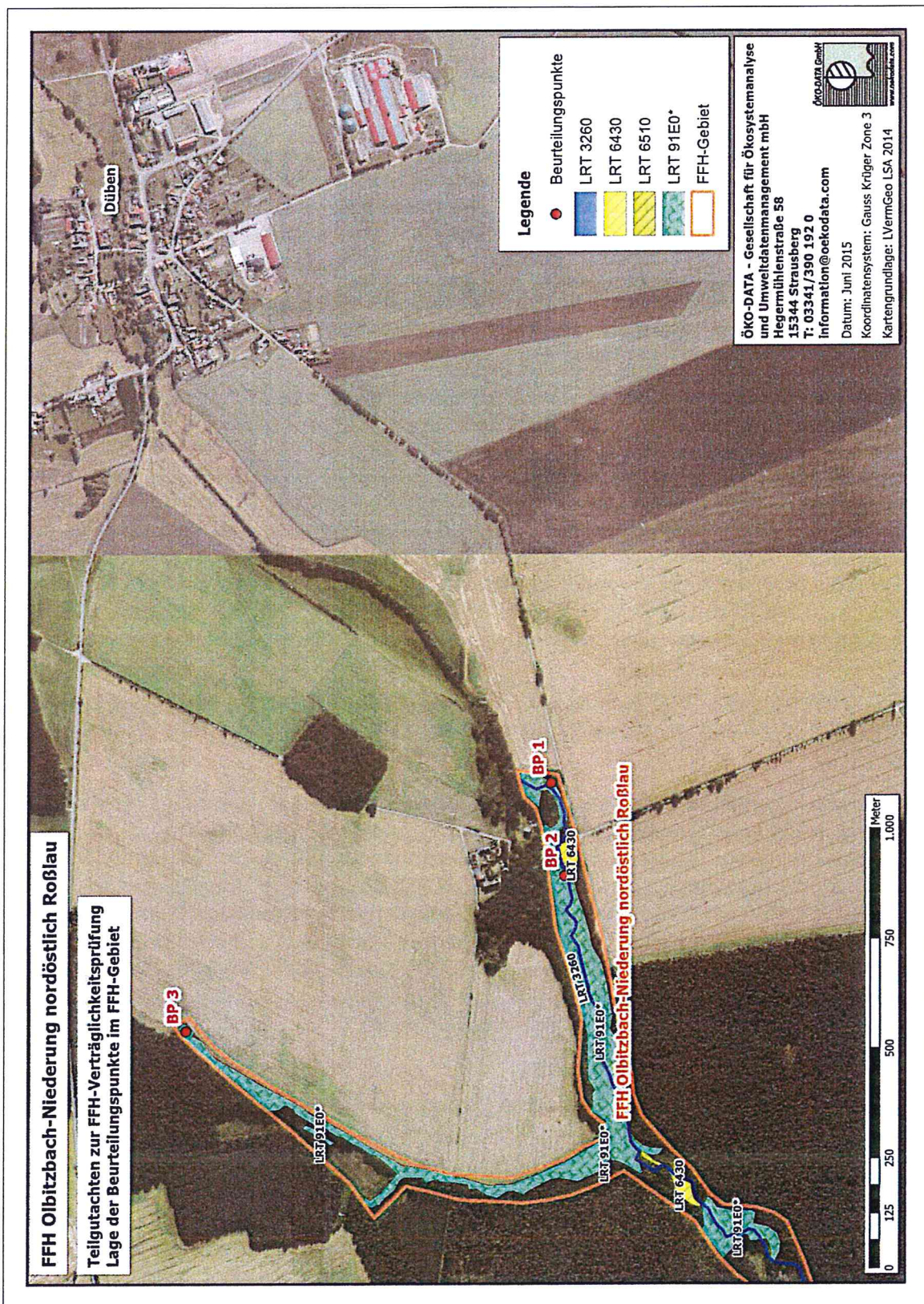


Abb. 1: Lage der Beurteilungspunkte

3 Critical Loads-Konzept

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

Unter der Schirmherrschaft der Vereinten Nationen wurde 1979 von der UN-Wirtschaftskommission für Europa (UNECE) in Genf die „Convention on Long-range Transboundary Air Pollution“ (CLRTAP) begründet. Innerhalb dieses Genfer Luftreinhalteübereinkommens ist das Konzept der Critical Loads & Levels im Sinne ökologischer Belastungsgrenzen fest verankert. Deutschland ist Mitglied in dem für diese Aufgabe verantwortlichen ICP Modelling & Mapping (International Cooperative Programme on Modelling & Mapping of Critical Loads and Levels, Air Pollution Effects, Risks and Trends). Das National Focal Center Deutschlands für dieses Programm ist die ÖKO-DATA GmbH Strausberg. In Deutschland wurde, wie in vielen anderen europäischen Ländern auch, zunächst für Waldökosysteme und halbnatürliche Grünland- und Moor-Ökosysteme der Critical Load-Ansatz benutzt, um für den Eintrag versauernder Luftschadstoffe und für die eutrophierende Wirkung (Überangebot von Nährstoffen) der Stickstoffeinträge aus der Luft die ökologischen Belastungsgrenzen zu bestimmen und zu kartieren (Nagel & Gregor 1999). Als Schutzgut wurde das Ökosystem mit allen seinen Komponenten, insbesondere Vegetation, Boden, Bodenwasser und Grundwasser betrachtet.

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

Diese Definition kann für eine Anwendung von Critical Loads im Rahmen der FFH-Richtlinie inhaltlich übernommen werden, jedoch basiert die Ermittlung von Critical Loads für FFH-Lebensraumtypen auf für diesen Schutzzweck modifizierten Grundlagen und Methoden. Die in den periodisch erscheinenden CCE-Reports des ICP Modelling & Mapping (zuletzt 2012 – CCE 2013) veröffentlichten Critical Loads für Europa sind auf regionaler Ebene daher nicht auf FFH-Lebensraumtypen übertragbar. Im Folgenden werden mit „Critical Loads“ die speziell für FFH-Lebensraumtypen ermittelten Werte verstanden, die mit den Critical Loads im europäischen Maßstab gemäß CCE-Report oder den nationalen deutschen Critical Loads im 1x1 km² Rastersystem 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 $10 - 20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Fichten- und Tannenzwälder eine Spanne von $10 - 20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und für Kiefernwälder $5 - 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 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 Moorzwälder, alpinen Wälder u. a..

Empirische CL für mitteleuropäisches Grasland und Heiden reichen von 5 bis $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. 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 Nitratammunifikation läuft ebenfalls bevorzugt ab. Sie hat einen doppelten Hemmeffekt: den Verbrauch von Energiequellen und die Produktion von Ammonium, das wiederum ein direkter Hemmstoff der Nitrogenase ist (ebenda).

3.3.2 Methodischer Ansatz zur Berechnung von Critical Loads für versauernde Stoffeinträge

Stickstoffeinträge wirken sowohl eutrophierend als auch gleichzeitig versauernd.

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

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

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

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

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

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

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

mit:

- CL_{max} = Critical Load (Belastungsgrenzwert) [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]
- CL_{min} = Mindestbedarf an N im Boden-Pflanzen-System [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]
- S = Schwefelverbindungen
- N = Stickstoffverbindungen
- BC_{dep} = Rate der natürlichen Deposition basischer Kationen $BC = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+} + Na^{+}$ [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$] (vgl. Kap. 5.3.1)
- Cl_{de} = Rate der Deposition von Cloridionen [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$] (vgl. Kap. 5.3.1)
- BC_w = Freisetzungsrates basischer Kationen $BC = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+} + Na^{+}$ durch Verwitterung des Ausgangssubstrats [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$] (vgl. Kap. 3.4.3.5)
- BC_u = Netto-Aufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation $Bc = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+}$ [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$] (vgl. Kap. 3.4.3.4)
- N_i = Netto-Stickstoffimmobilisierungsrate [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$] (vgl. Kap. 3.4.3.1)
- N_u = Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$] (vgl. Kap. 3.4.3.4)
- f_{de} = Denitrifikations-Faktor (vgl. Kap. 3.4.3.1)
- $ANC_{le(crit)}$ = Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$] wie folgt:

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

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

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

Eine zu hohe Al^{3+} -Konzentration kann toxisch auf die Pflanzen des Ökosystems wirken, wenn nicht gleichzeitig genügend basische Kationen für die Pflanzen in der Bodenlösung zur Verfügung stehen. Grenzkriterium für den Verlust an Säureneutralisationskapazität ist deshalb das Verhältnis der durch Verwitterung freigesetzten pflanzenverfügbaren basischen Kationen $Bc = Ca + Mg + K$ zu Al^{3+} -Ionen. Diese Schwelle zur Schädigung ist pflanzenartsspezifisch unterschiedlich hoch (vgl. Kap. 3.4.2.6). Die kritische Aluminium-Auswaschungsrate, die sich ergibt, wenn ein kritisches (beginnend toxisch zu wirkendes) Bc/Al -Verhältnis in der empfindlichsten Art des Vegetationstyps (u. a. insbesondere Nadelbaumarten) erreicht ist, lässt sich wie folgt ermitteln (ICP Modelling & Mapping 2010):

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

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

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

wobei:

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Demzufolge ist

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

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

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

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

Da gilt:

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

wobei:

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

kann wie folgt umgeformt werden:

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

Variante 3: Erhaltung der Boden-Stabilität

Als Kriterium für die Bestimmung eines kritischen Aluminium-Austrages mit dem Sickerwasser muss auch der notwendige Mindest-Gehalt an sekundären Aluminium-Phasen und -Komplexen benutzt werden, da diese Komponenten wichtige Strukturelemente des Bodens darstellen und die Bodenstabilität von der Stabilität dieses Reservoirs an Substanzen abhängt. Eine Verminderung des Aluminium-Gehaltes findet statt, wenn Säureeinträge zu einer übermäßigen Auswaschung von Aluminium führen, das durch Verwitterung primärer Mineralien im Aluminium-Pufferbereich freigesetzt wurde. Verliert der Boden durch fortschreitende Versauerung zu viele Aluminium-Ionen und geht in den Eisen-Pufferbereich über, geht die typische Kolloid-Struktur der Bodenfestphase verloren und ist auch nicht mehr wieder herstellbar. Der Boden wird bei Überschreitung der zulässigen Al-Auswaschungsrate irreversibel in seiner Struktur degradiert. Deshalb wird festgelegt (ICP Modelling & Mapping 2010), dass die kritische Auswaschungsrate von Al mit dem Sickerwasser nicht höher sein darf als die Freisetzungsrates von Al durch Verwitterung der primären Mineralien, d. h. ein ständiger Nachschub von Al in die Bodenlösung muss gewährleistet sein. Der Schwellenwert für die Ermittlung des Critical Load wird demnach festgesetzt (ICP Modelling & Mapping 2010) mit:

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

wobei: Al_w = Verwitterungsrate von Al aus primären Mineralien [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

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

$$Al_w = p \cdot BC_w$$

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

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

wobei:

p = Verhältnis von BC_w zu Al_w ,

wobei in Mitteleuropa $p = 2$ gesetzt wird (Manual, ICP Modelling & Mapping 2010).

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

Variante 4: Erhaltung einer vegetationsspezifischen akzeptablen Basensättigung

Böden mit Basensättigungswerten $> 30 \%$ (Kappen-Adrian) verfügen über einen größeren Basenpool, der besondere Bedeutung für die Entwicklung von Pflanzengesellschaften und damit von Biozönosen hat, die auf den Basenreichtum angewiesen sind. Bei diesen Böden würde aber nach der Bestimmungsmethode der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität nach der Methode der Variante 1 eine relativ hohe Auswaschungsrate tolerierbar sein, weil in basenreichen Böden zunächst ein großer Basenvorrat zur Verfügung steht, der für die Auswaschung freigegeben würde. Nach den Gleichungen für Variante 1, die eine Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität bis zu einem kritischen Grenzwert in Abhängigkeit vom Aluminium-Gehalt in der Bodenlösung zulässt, würde somit der gesamte Nährkationen-Vorrat für die Pufferung von Säureinträgen 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:

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

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

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

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

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

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

wobei:

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Eine Verifizierung an deutschen Referenzstandorten steht noch aus.

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

Variantenvergleich:

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Das **BERN-Modell** (Schlutow & Hübener 2004) baut auf folgenden Grundlagen auf:

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

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

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

wobei:

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

Diese Definition entspricht weitgehend der Definition der ökologischen Nische nach Hutchinson (in: Burrows 1990, Shugart 1984), der die ökologische Nische als n-dimensionales Hypervolumen im funktionalen Raum der Standortfaktoren sieht. Whittaker (in Ellenberg 1996) und Burrows (1990) unterschieden zwischen der fundamentalen und der realisierten Nische. Die fundamentale Nische entspricht dem Hypervolumen, das durch die unscharfen Bedingungen der Anpassung einer Art an exogene Faktoren definiert ist, ohne die Einschränkungen, die

durch Konkurrenz mit anderen Arten entstehen. Dieser Bereich ist durch die physiologischen und genetisch festgelegten Eigenschaften der Art bestimmt und nur sehr langsam im Rahmen der Evolution veränderbar. Die realisierte (= ökologische) Nische ergibt sich aus den sozialen Eigenschaften der Arten und wird nicht nur von der Konkurrenzstärke einer Art, sondern auch durch ihre Reproduktionsbedingungen im Vergleich mit anderen Arten, durch Kooperations- und Koexistenzverhältnisse in der Pflanzengesellschaft bestimmt.

In der **BERN-Datenbank** sind zunächst die Arten mit ihren ökologischen Nischen hinsichtlich Basensättigung, pH-Wert, CN-Verhältnis im Oberboden, Bodenfeuchte, Vegetationszeitlänge, klimatische Wasserbilanz und Kontinentalitätsindex sowie Solarstrahlung und Temperatur aufgenommen, wobei die Nischen als unscharfe Beziehung zu den Standortfaktoren im Sinne der Fuzzy-Logik erfasst werden. Durch die Kombination der Möglichkeitsfelder mehrerer Standortfaktoren für eine Art ergibt sich die n-dimensionale unscharfe Hyperwolke ihrer Existenzmöglichkeit. Darauf aufbauend wurden im BERN-Modell die ökologischen Nischen der in Deutschland repräsentativen natürlichen und halbnatürlichen Pflanzengesellschaften berechnet durch Kombination der unscharfen Nischen ihrer konstanten Arten. Die in Deutschland und angrenzenden Ländern existierenden typischen Kombinationen von Standortfaktoren-Bereichen wurden klassifiziert zu Standortstypen, denen jeweils typische naturnahe Pflanzengesellschaften zugeordnet wurden. Dabei können einem Standorttyp mehrere Pflanzengesellschaften mit unterschiedlichem Möglichkeitsgrad zugeordnet sein und umgekehrt.

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

Nicht alle ausgewerteten Quellen enthalten quantifizierte Stetigkeitsangaben. Pott (1992) sowie Schubert et al. (1995) zählen die Charakterarten und höchsteten 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 höchsteten 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 indikativ 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 höchsteten 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 höchstet sein sollten, auch wenn sie aus verschiedensten nicht bekannten Gründen an den vom jeweiligen Autor untersuchten Standorten nicht höchstet 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 höchsteten (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.