

**Verträglichkeitsuntersuchung
eutrophierender Stickstoffeinträge
in gesetzlich geschützte Biotope im Wirkraum der
geplanten Altholz-Biomasse-Kraft-Wärme-Kopplungsanlage
am Standort des Heizkraftwerks Reuter West,
Großer Spreering 5, 13599 Berlin**

Anlagenstandort: Land Berlin
Gemarkung Spandau
Flur 14, diverse Flurstücke

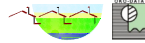
Auftraggeberin: BEW Berliner Energie und Wärme GmbH
Hildegard-Knef-Platz 2
10829 Berlin

Auftragnehmerin: IBE - Ingenieurbüro Dr. Eckhof GmbH
Lessingstraße 16
16356 Ahrensfelde
Tel.: 030 936677-0

Bearbeiter: Dr. Eddie Griese
Prüferin: Heike Donhauser, Dipl. Ing. agr.

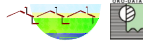
Berichtsnummer: 1098/1/0-2026-18-2

Datum: 24.06.2026



Inhaltsverzeichnis

1. Aufgabenstellung	3
1.1 Veranlassung und Ziele	3
1.2 Arbeitsschritte	3
2. Untersuchungsgebiet und Beurteilungspunkte.....	3
3. Datengrundlagen.....	6
3.1 Vegetation der Biotop.....	6
3.2 Abiotische Bestandteile der Habitate bzw. Biotop	8
3.2.1 Bodenformen	8
3.2.2 Klima und Sickerwasserratedaten	9
4. Critical-Loads-Konzept und Modellansätze.....	10
4.1 Empirische Critical Loads.....	11
4.2 Das SMB-Modell zur Berechnung von Critical Loads für eutrophierende Stickstoffdepositionen	11
4.3 Das BERN-Modell als Datenbasis für die Ermittlung von vegetationspezifischen Eingangswerten für die Modellierung.....	12
4.4 Diskussion der Modelle und Schlussfolgerungen für die Anwendbarkeit	13
4.4.1 Gründe für die Wahl der Modelle zur Ermittlung von Critical Loads.....	13
4.4.2 Unsicherheiten der Modelle und der Eingangsdaten.....	13
5. Material und Methoden zur Ermittlung von standortspezifischen Referenzdaten für die Critical Load-Modellierung	14
5.1 $C/N_{crit(phyto)}$	14
5.2 Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser ($N_{le(acc)}$)	15
5.3 Immobilisierungsrate (N_i)	17
5.4 Denitrifikationsrate (N_{de}).....	20
5.5 Bestimmung der Aufnahme von Stickstoff (N_u) in die Vegetation	21
5.5.1 Abschätzung des pflanzenphysiologischen Ertragspotenzials der Biomasse.....	21
5.5.2 Ermittlung der bodenspezifischen relativen Ertragspotenziale.....	23
5.5.3 Ermittlung der durchwurzelten Bodentiefe in Abhängigkeit von vegetations- und bodenspezifischen Durchwurzelungspotenzialen.....	25
5.5.4 Ermittlung der klimaspezifischen Ertragspotenziale	25
5.5.5 Berechnung des Biomasse-Ertrages	26
5.5.6 Stickstoffgehalte in der Biomasse.....	26
5.5.7 Stickstoff-Aufnahme in die Biomasse der Beurteilungspunkte	27
5.6 Austrag mit der Laubstreu (N_{leaf}).....	27
6. Ergebnisse der Critical-Loads-Berechnung	28
6.1 Einordnung der Ergebnisse.....	29
6.2 Hintergrund-Depositionen im Untersuchungsgebiet	31
6.3 Vorhabenbedingte Depositionen.....	31
6.4 Korrektur des Hintergrunddatensatzes des UBA	32
7. Beurteilung der Erheblichkeit vorhabenbedingter Stickstoffeinträge.....	33
8. Zusammenfassung und Fazit.....	34
Quellen/Literatur:.....	36



1. Aufgabenstellung

1.1 Veranlassung und Ziele

Die BEW Berliner Energie und Wärme GmbH plant am Standort des HKW Reuter West die Errichtung und Inbetriebnahme einer Altholz-Biomasse-Kraft-Wärme-Kopplungsanlage. Die Errichtung der Anlage ist im Zuge eines Genehmigungsverfahrens nach § 4 BImSchG beantragt worden.

Laut den Ergebnissen der zum Vorhaben erstellten Immissionsprognose des IBP Ingenieurbüro Passow (IBP 2026) befinden sich keine FFH-Gebiete (bzw. Gebiete gemeinschaftlicher Bedeutung) im Einwirkungsbereich der geplanten Anlage (vgl. Anhang 8 der TA Luft, Abschneidekriterium $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Zusatzbelastung). Demnach ist eine weitergehende Beurteilung von FFH-Gebieten nicht erforderlich. Darüber hinaus ist die eutrophierende Wirkung der Stickstoffeinträge auf die gesetzlich geschützten Biotope im Anlagenumfeld gemäß Anhang 9 der TA Luft zu untersuchen. Gemäß behördlicher Nachforderung erfolgt die Beurteilung vorsorglich innerhalb des erweiterten Wirkraumes von $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Zusatzbelastung (vgl. Kap. 2).

Ebenso wären sonstige Wald-/Forstgebiete innerhalb des hier nach Anhang 9 der TA Luft heranzuziehenden Beurteilungsgebietes (Abschneidekriterium von $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Gesamtzusatzbelastung) zu beurteilen. Da sich innerhalb dieses Untersuchungsgebietes keine Waldflächen befinden, ergibt sich dafür kein Erfordernis.

Zur Beurteilung der Vegetationsflächen werden Critical Loads (CL) für eutrophierende Stickstoffeinträge ermittelt. Die CL für die Luftschadstoffeinträge werden im Gutachten mit Hilfe des international üblichen Einfachen-Massenbilanz-Modells entsprechend Schlutow et al. (in BMVBS 2013) ermittelt, in das u. a. Eingangsdaten aus dem bei ÖKO-DATA entwickelten BERN-Modell (Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions) (Schlutow, 2024) eingespeist werden.

Die Ermittlung der Critical Loads erfolgt entsprechend den Methoden in BMVBS (2013), CLRTAP (2017) und Schlutow et al. (2018) und ist selbstverständlich ergebnisoffen. Diese Methode liegt auch den Critical Loads zugrunde, die im Stickstoffleitfaden BImSchG-Anlagen (LAI/LANA 2019) zur Anwendung vorgesehen sind.

1.2 Arbeitsschritte

Für das Gutachten werden folgende Arbeitsschritte bearbeitet:

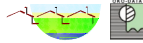
1. Recherche der Grundlagen und Zusammenstellung der Eingangsdaten
2. Bestimmung der realistischen Ziel-Pflanzengesellschaften in einem guten ökologischen Zustand für die Beurteilungsflächen
3. Ermittlung der Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads) für eutrophierende Stickstoffstoffeinträge
4. Ermittlung der Hintergrunddeposition von Stickstoffeinträgen im Mittel der Jahre 2017-2019
5. Bewertung der Erheblichkeit der Belastung durch die Gesamt- und die Zusatzdeposition anhand der naturschutzfachlich begründbaren Beurteilungskriterien
6. Ggf. Vorschlag von Vermeidungs- bzw. vorgezogenen Schadensbegrenzungsmaßnahmen

2. Untersuchungsgebiet und Beurteilungspunkte

Das Untersuchungsgebiet umfasst die empfindlichen Ökosysteme im Wirkraum des Vorhabens. Der Wirkraum ergibt sich aus der Ausbreitungsrechnung der vorhabenbedingten Immissionen von Stickstoffverbindungen. Die Ausbreitungsfahne wird zur Abgrenzung des beurteilungsrelevanten Wirkraums (Untersuchungsgebiet, UG) mit der Isoplethe von $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Zusatzbelastung (vgl. Anhang 8 der TA Luft) dargestellt, siehe Anhang 1.

Im Wirkraum liegen keine FFH-Gebiete.

Für gesetzlich geschützte Biotope nach dem § 30 BNatSchG gilt nach TA Luft ein Abschneidekriterium von $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Gesamtzusatzbelastung. Dafür fehlt es allerdings an einer fachlich geeigneten Begründung, weshalb verschiedene Gerichtsurteile die Anwendung als rechtswidrig ansehen, so zuletzt auch das Bundesverwaltungsgericht in seinem Urteil vom 11.09.2025 (BVerwG 7 C 7.24). Entsprechend ist das Abschneidekriterium nach Anhang 9 TA Luft für gesetzlich geschützte Biotope nicht anzuwenden. Eine gängige Alternative stellt die Anwendung des Abschneidekriteriums für Stickstoffdepositionen nach Anhang 8 der TA Luft von $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Zusatzbelastung dar. Wobei unter Berücksichtigung der Rechtsprechung



(Niedersächsisches OVG - 12 ME 29/20 Beschluss vom 15.09.2020; OVG NRW - 10 A 1938/18, Urteil v. 10.11.2022) auch ein Abschneidekriterium von $0,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Frage kommen kann.

Unter Berücksichtigung der o. g. Rechtsprechung wird im Folgenden vorsorglich bzw. im Sinne einer rechtssicheren Beurteilung das konservative Abschneidekriterium von $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Zusatzbelastung (Depositionsgeschwindigkeit Wald) angewandt, womit alle beurteilungsrelevanten gesetzlich geschützten Biotope miterfasst werden, siehe Anhang 1.

Im so definierten Untersuchungsgebiet, Abschneidekriterium von $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Zusatzbelastung (Depositionsgeschwindigkeit Wald) wurden die gesetzlich geschützten Biotope recherchiert. Dazu wurde der Umweltatlas Berlin¹ in seiner neuesten Version von 2024 (veröffentlicht am 20.01.2026) herangezogen. Nach den Daten des Umweltatlas befinden sich im Untersuchungsgebiet 44 flächenhafte, ein linienhaftes und neun punktuelle gesetzlich geschützte Biotope (siehe Anhang 1).

Weiterhin wurde geprüft ob Biotope, denen die Depositionsgeschwindigkeit „Mesoskala“ (nach VDI Richtlinie 3782 Blatt 5) zuzuordnen ist, innerhalb des Abschneidekriteriums ($0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) für die Kategorie „Mesoskala“ liegen. Ist dies nicht der Fall, werden die Biotope von weiterer Analyse ausgeschlossen. Für fünf Biotope konnte so eine weitere Untersuchung entfallen. Anschließend folgte eine Plausibilitätsprüfung, bei der im aktuellen Luftbild geprüft wurde, ob die Biotope weiterhin vorhanden sein können. Für das linienhafte Biotop und ein punktförmiges Biotop ergab sich, dass diese inzwischen überbaut (versiegelt) wurden und daher nicht weiter zu betrachten sind. Zudem wurden einzelne Biotoptypen bzw. deren Ausdehnung angepasst, basierend auf unterschiedlichen Biotoptypenkartierungen (Planungsbüro Förster 2025, Berliner Wasserbetriebe 2024) im Umfeld der geplanten Anlage.

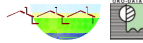
Schließlich wurden die verbleibenden Biotope mit der hier analog heranzuziehenden Liste der stickstoffempfindlichen Biotope, Anlage zum Erlass „Prüfung von Stickstoffeinträgen in gesetzlich geschützte Biotope im Rahmen von immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren“ des MLUK Brandenburg (18.09.2020) abgeglichen. Gelten die Biotope nach diesem Erlass als nicht stickstoffempfindlich, wurden für die Biotope keine Beurteilungspunkte vergeben. Ausnahmen wurden in Einzelfällen gemacht, wenn für die Biotope Hinweise vorliegen, dass sie auch einem anderen Biotoptyp entsprechen könnten, der stickstoffempfindlich wäre (darauf wird gesondert hingewiesen).

Insgesamt wurden 42 Beurteilungspunkte für Biotope vergeben, die im Folgenden näher betrachtet werden, siehe Tabelle 1 sowie Anhänge 2 und 3.

Tabelle 1: Übersicht über die Beurteilungspunkte (BP) im Wirkraum des Vorhabens

BP	Biotoptypcode	Biotoptyp
1	01201	Tausendblatt-Teichrosengesellschaft in Fließgewässern
2	01201	Tausendblatt-Teichrosengesellschaft in Fließgewässern
3	01201	Tausendblatt-Teichrosengesellschaft in Fließgewässern
4	02151 ^{a)}	Teiche und kleine Staugewässer, unbeschattet
5	071921 ^{b)}	standorttypischer Gehölzsaum an Gewässern, Bäume, heimische Arten
6	02131	temporäre Kleingewässer, naturnah, beschattet
7	02122	perennierende Kleingewässer, naturnah, beschattet
8	02122	perennierende Kleingewässer, naturnah, beschattet
9	02122	perennierende Kleingewässer, naturnah, beschattet
10	0512121	Grasnelken-Rauhblattschwengel-Rasen
11	0512110	silbergrasreiche Pionierfluren
12	0512121	Grasnelken-Rauhblattschwengel-Rasen
13	02211221	Röhricht des Schmalblättrigen Rohrkolbens an Standgewässern
14	02211	Großröhrichte an Standgewässern
15	02211221	Röhricht des Schmalblättrigen Rohrkolbens an Standgewässern
16	02211	Großröhrichte an Standgewässern
17	02211221	Röhricht des Schmalblättrigen Rohrkolbens an Standgewässern
18	02211221	Röhricht des Schmalblättrigen Rohrkolbens an Standgewässern
19	0211422	eutrophe Altarme, Ufer beeinträchtigt, teilweise befestigt, Ufer überwiegend beschattet
20	0211422	eutrophe Altarme, Ufer beeinträchtigt, teilweise befestigt, Ufer überwiegend beschattet
21	0211422	eutrophe Altarme, Ufer beeinträchtigt, teilweise befestigt, Ufer überwiegend beschattet
22	0211422	eutrophe Altarme, Ufer beeinträchtigt, teilweise befestigt, Ufer überwiegend beschattet
23	02152 ^{a)}	Teiche und kleine Staugewässer, beschattet
24	02152 ^{a)}	Teiche und kleine Staugewässer, beschattet

¹ <https://gdi.berlin.de/viewer/umweltatlas/karten/#>



BP	Biotopcode	Biototyp
25	0512121	Grasnelken-Rauhblattschwengel-Rasen
26	022112	Rohrkolben-Röhricht an Standgewässern
27	0512150	kennartenarme Rotstraußgrasfluren auf Trockenstandorten
28	02152 ^{a)}	Teiche und kleine Staugewässer, beschattet
29	02211221	Röhricht des Schmalblättrigen Rohrkolbens an Standgewässern
30	02152 ^{a)}	Teiche und kleine Staugewässer, beschattet
31	02211221	Röhricht des Schmalblättrigen Rohrkolbens an Standgewässern
32	0512121	Grasnelken-Rauhblattschwengel-Rasen
33	0512122	Heidenelken-Grasnelkenflur
34	0512121	Grasnelken-Rauhblattschwengel-Rasen
35	0211421	eutrophe Altarme, Ufer beeinträchtigt, teilweise befestigt, Ufer überwiegend unbeschattet
36	0211422	eutrophe Altarme, Ufer beeinträchtigt, teilweise befestigt, Ufer überwiegend beschattet
37	022111	Schilf-Röhricht an Standgewässern
38	08280 ^{c)}	Vorwälder
39	08281 ^{c)}	Vorwälder trockener Standorte
40	082816	Birken-Vorwald trockener Standorte
41	08281 ^{c)}	Vorwälder trockener Standorte
42	08281 ^{c)}	Vorwälder trockener Standorte

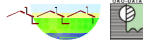
- a) Teiche gelten nach dem Erlass des MLUK nicht als stickstoffempfindlich. Da im vorliegenden Fall allerdings eine gut ausgebildete Ufervegetation vorkommt, werden die Teiche dennoch vorsorglich wie andere Kleingewässer behandelt.
- b) Standorttypische Gehölzsäume an Gewässern sind nach dem Erlass des MLUK nicht stickstoffempfindlich. Im Zuge einer Überprüfung der Biotop kam das Ingenieurbüro Kramer & Partner (2024) zum Schluss, dass der Gehölzsaum auch als Auwaldrelikt (08120) gedeutet werden kann, welches stickstoffempfindlich wäre.
- c) Nicht alle Untertypen des Biotops sind stickstoffempfindlich. Für die Entscheidung zur Einstufung sind tiefergehende Betrachtungen notwendig (siehe unten).

Sonderfall-Betrachtung der Biotop BP 5 und 38:

Das Biotop an BP 5 (standorttypischer Gehölzsaum an Gewässern, Bäume, heimische Arten) wird entgegen der Liste der stickstoffempfindlichen Biotop betrachtet, da es sich auch um Auwaldrelikte (Pappel-Weiden-Weichholzaue) handeln kann. Nach Aussage des Gutachtens Kramer & Partner (2024) ist das Biotop (zusammen mit Biotop BP 4 als „Kröteiteich“ bekannt) durch Verrohrung mit der nahegelegenen Spree verbunden und es erfolgt ein ständiger Wasseraustausch. Somit ist eine Auendynamik vorhanden. Dies führt dazu, dass der Gehölzsaum als grundsätzlich nicht stickstoffempfindlich zu betrachten ist, da Auwälder mit Auendynamik (regelmäßigen Überflutungen) nach FGSV-Leitfaden (2019, S. 63) nicht als stickstoffempfindlich zu betrachten sind. Der gleichen Logik folgend könnte somit auch das Gewässer (BP 4) als nicht stickstoffempfindlich angesehen werden. Ein permanenter Austausch mit der nahegelegenen Spree sorgt dafür, dass sich atmogene Stickstoffdepositionen nicht im Gewässer anreichern können, sondern stattdessen in die Spree gelangen und so fortgespült werden. Die Spree selbst gilt als Fließgewässer dabei nicht als stickstoffempfindlich gegenüber atmosphärischen Stickstoffeinträgen (FGSV, 2019, S. 62f). Da den stehenden Gewässern allerdings nach FGSV (2019) auch im Zusammenhang mit Auendynamik keine Unempfindlichkeit gegenüber atmosphärischen Stickstoffeinträgen attestiert wird, erfolgt eine Betrachtung mittels Critical Load-Ermittlung (vorsorglich) dennoch.

Das Biotop am BP 38 (Vorwald) ist nicht grundsätzlich stickstoffempfindlich (MLUK, 2020). Demnach gelten nur Eichen, Birken- und Kiefern-Vorwälder (alles Vorwälder trockener Standorte) als stickstoffempfindlich. Nach Recherche von zur Verfügung stehenden Bildmaterial (Google Earth) des Waldes ist davon auszugehen, dass es sich bei dem Wald nicht um einen der o. g. Vorwälder handelt. Es ist das Vorkommen von überwiegend Weiden und Pappeln erkennbar, sodass der hier vorliegende Vorwald als nicht stickstoffempfindlich anzusehen ist und eine weitere Betrachtung entfällt.

Für die Biotop der BP 39, 41 und 42 (Vorwälder trockener Standorte) kann aufgrund des vorliegenden Bildmaterials keine eindeutige Aussage getroffen werden, auch wenn die Vermutung naheliegt, dass ein hoher Anteil an Neophyten wie Eschenahorn, Götterbaum und Robinie den Bestand bilden und so die Möglichkeit besteht, dass der Vorwald auf dem stillgelegten Bahndamm nicht von den o. g. einheimischen Arten gebildet wird. Es wird daher vorsorglich von Birkenvorwald ausgegangen. Die Biotop werden entsprechend bewertet.



3. Datengrundlagen

3.1 Vegetation der Biotope

Die Empfindlichkeit gegenüber Stickstoffeinträgen eines Biotops - und damit dessen Critical Load - ergibt sich unter anderem aus der Pflanzengesellschaft, die vorgefunden wird. Nur in Ausnahmefällen ist einem Biototyp nur eine einzige Pflanzengesellschaft eineindeutig zugeordnet. In allen anderen Fällen sollte dies durch Vor-Ort-Begehungen ermittelt werden. Alternativ kann aufgrund der Standortbedingungen (aus Kartenmaterialien abgeleitet in Verbindung mit dem Biotop eine Auswahl an Pflanzengesellschaften getroffen und im Sinne eines worst-case-Ansatzes die empfindlichste der möglichen Pflanzengesellschaften verwendet werden. Tritt für die empfindlichste Pflanzengesellschaft keine Überschreitung des Critical Load auf, so sind alle anderen Pflanzengesellschaften ebenfalls nicht betroffen.

Für das vorliegende Gutachten erfolgten keine Vor-Ort-Begehungen. Die Biotopdaten stammen aus den Daten des Umweltatlas Berlin (2024). Im östlichen Nahbereich der geplanten Anlage und für den „Krötenteich“ liegen Kartierungen verschiedener Gutachter vor, für die Begehungen mit Biototypenkartierung stattgefunden hatten (BWB 2024, Ingenieurbüro Kramer & Partner 2024 und Planungsbüro Förster 2025).

Da die Daten des Umweltatlas überwiegend auf Luftbildauswertungen beruhen, wurden den Ergebnissen der Vor-Ort-Kartierungen bei der Bestimmung der Biototypen und ihrer räumlichen Ausdehnung Vorrang eingeräumt. Die genannten Gutachten enthalten teilweise detaillierte Beschreibungen der vorgefundenen Vegetation. Darüber hinaus konnten ergänzende Informationen zur Vegetationsausprägung im direkten Austausch mit den Kartierern eingeholt werden.

Für Biotope, zu denen keine Begehungsdaten vorlagen – dies betrifft den überwiegenden Teil der untersuchten Flächen –, wurden die Angaben des Umweltatlas herangezogen. In einigen Fällen lässt sich die zugehörige Pflanzengesellschaft bereits eineindeutig aus dem Biototyp (nur eine typische Pflanzengesellschaft möglich) ableiten.

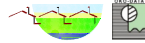
War eine eindeutige Zuordnung anhand der Biotopbezeichnung nicht möglich, wurden ergänzend Luftbilder und Street-View-Aufnahmen ausgewertet, um die möglichen Pflanzengesellschaften weiter einzugrenzen. Sofern danach weiterhin mehrere typische Pflanzengesellschaften infrage kamen, wurde für die Bewertung die gegenüber Stickstoffdepositionen empfindlichste Gesellschaft ausgewählt. [basierend auf den Daten der BERN-Datenbank (Schlutow 2024)].

Zusammenfassend ergeben sich drei mögliche Wege, um eine Pflanzengesellschaft einem Biotop zuzuordnen:

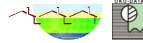
1. Ableitung aus den detaillierten Beschreibungen der Gutachten (Vor-Ort-Begehung)
2. Eineindeutige Zuordnung aus dem Biototyp des Umweltatlas
3. Wahl der empfindlichsten typischen Pflanzengesellschaft

Tabelle 2: Vorgefundene bzw. angenommene Vegetation an den Beurteilungspunkten bzw. Biotopen

BP	Biototyp	Vegetation im günstigen und typischen Erhaltungszustand	Bestimmung der Pflanzengesellschaft
1	Tausendblatt-Teichrosengesellschaft in Fließgewässern	Myriophyllo-Nupharetum lutaea HUECK 1931	Eineindeutige Zuordnung aus dem Biototyp
2	Tausendblatt-Teichrosengesellschaft in Fließgewässern	Myriophyllo-Nupharetum lutaea HUECK 1931	Eineindeutige Zuordnung aus dem Biototyp
3	Tausendblatt-Teichrosengesellschaft in Fließgewässern	Myriophyllo-Nupharetum lutaea HUECK 1931	Eineindeutige Zuordnung aus dem Biototyp
4	Teiche und kleine Staugewässer, unbeschattet	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{a)}	Kartierung Ingenieurbüro Kramer und Partner 2024
6	temporäre Kleingewässer, naturnah, beschattet	Phragmitetum australis SCHMALE 1939 ^{a)}	Kartierung Planungsbüro Förster 2025
7	perennierende Kleingewässer, naturnah, beschattt	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{a)}	Kartierung Planungsbüro Förster 2025 & Luftbildauswertung
8	perennierende Kleingewässer, naturnah, beschattt	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{a)}	Kartierung Planungsbüro Förster 2025



BP	Biotoptyp	Vegetation im günstigen und typischen Erhaltungszustand	Bestimmung der Pflanzengesellschaft
9	perennierende Kleingewässer, naturnah, beschattet	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{a)}	Kartierung Planungsbüro Förster 2025
10	Grasnelken-Rauhblattschwengel-Rasen	Armerio-Festucetum trachyphyllae (LIBB. 1933) R. KNAPP 1948 ex HOHENESTER 1960 ^{b)}	Kartierung BWB 2024
11	silbergrasreiche Pionierfluren	Spergulo-Corynephorum canescentis (TX. 1928) 1937 ^{b)}	Kartierung BWB 2024
12	Grasnelken-Rauhblattschwengel-Rasen	Armerio-Festucetum trachyphyllae (LIBB. 1933) R. KNAPP 1948 ex HOHENESTER 1960 ^{b)}	Kartierung BWB 2024
13	Röhricht des Schmalblättrigen Rohrkolbens an Standgewässern	Typhetum angustifoliae PGN. 1953	Eineindeutige Zuordnung aus dem Biotoptyp
14	Großröhrichte an Standgewässern	Phragmitetum australis SCHMALE 1939	Empfindlichste der typischen Gesellschaften
15	Röhricht des Schmalblättrigen Rohrkolbens an Standgewässern	Typhetum angustifoliae PGN. 1953	Eineindeutige Zuordnung aus dem Biotoptyp
16	Großröhrichte an Standgewässern	Phragmitetum australis SCHMALE 1939	Empfindlichste der typischen Gesellschaften
17	Röhricht des Schmalblättrigen Rohrkolbens an Standgewässern	Typhetum angustifoliae PGN. 1953	Eineindeutige Zuordnung aus dem Biotoptyp
18	Röhricht des Schmalblättrigen Rohrkolbens an Standgewässern	Typhetum angustifoliae PGN. 1953	Eineindeutige Zuordnung aus dem Biotoptyp
19	eutrophe Altarme, Ufer beeinträchtigt, teilweise befestigt, Ufer überwiegend beschattet	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	Luftbildauswertung, empfindlichste der typischen Gesellschaften
20	eutrophe Altarme, Ufer beeinträchtigt, teilweise befestigt, Ufer überwiegend beschattet	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	Luftbildauswertung, empfindlichste der typischen Gesellschaften
21	eutrophe Altarme, Ufer beeinträchtigt, teilweise befestigt, Ufer überwiegend beschattet	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	Luftbildauswertung, empfindlichste der typischen Gesellschaften
22	eutrophe Altarme, Ufer beeinträchtigt, teilweise befestigt, Ufer überwiegend beschattet	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	Luftbildauswertung, empfindlichste der typischen Gesellschaften
23	Teiche und kleine Staugewässer, beschattet	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	Luftbildauswertung, empfindlichste der typischen Gesellschaften
24	Teiche und kleine Staugewässer, beschattet	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	Luftbildauswertung, empfindlichste der typischen Gesellschaften
25	Grasnelken-Rauhblattschwengel-Rasen	Armerio-Festucetum trachyphyllae (LIBB. 1933) R. KNAPP 1948 ex HOHENESTER 1960	Eineindeutige Zuordnung aus dem Biotoptyp
26	Rohrkolben-Röhricht an Standgewässern	Typhetum angustifoliae PGN. 1953 ^{d)}	Empfindlichste der typischen Gesellschaften
27	kennartenarme Rotstraußgrasfluren auf Trockenstandorten	Agrostis capillaris Dominanzgesellschaft	Empfindlichste der typischen Gesellschaften
28	Teiche und kleine Staugewässer, beschattet	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	Empfindlichste der typischen Gesellschaften
29	Röhricht des Schmalblättrigen Rohrkolbens an Standgewässern	Typhetum angustifoliae PGN. 1953	Eineindeutige Zuordnung aus dem Biotoptyp
30	Teiche und kleine Staugewässer, beschattet	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	Empfindlichste der typischen Gesellschaften
31	Röhricht des Schmalblättrigen Rohrkolbens an Standgewässern	Typhetum angustifoliae PGN. 1953	Eineindeutige Zuordnung aus dem Biotoptyp
32	Grasnelken-Rauhblattschwengel-Rasen	Armerio-Festucetum trachyphyllae (LIBB. 1933) R. KNAPP 1948 ex HOHENESTER 1960	Eineindeutige Zuordnung aus dem Biotoptyp
33	Heidenelken-Grasnelkenflur	Diantho deltoides-Armerietum elongatae KRAUSCH 1959	Eineindeutige Zuordnung aus dem Biotoptyp
34	Grasnelken-Rauhblattschwengel-Rasen	Armerio-Festucetum trachyphyllae (LIBB. 1933) R. KNAPP 1948 ex HOHENESTER 1960	Eineindeutige Zuordnung aus dem Biotoptyp



BP	Biotoptyp	Vegetation im günstigen und typischen Erhaltungszustand	Bestimmung der Pflanzengesellschaft
35	eutrophe Altarme, Ufer beeinträchtigt, teilweise befestigt, Ufer überwiegend unbeschattet	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	Luftbildauswertung, empfindlichste der typischen Gesellschaften
36	eutrophe Altarme, Ufer beeinträchtigt, teilweise befestigt, Ufer überwiegend beschattet	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	Luftbildauswertung, empfindlichste der typischen Gesellschaften
37	Schilf-Röhricht an Standgewässern	Phragmitetum australis SCHMALE 1939	Eineindeutige Zuordnung aus dem Biotoptyp
39	Vorwälder trockener Standorte	Agrostio-Quercetum roboris (Festuca ovina-Subass.) PASS. 1953 ^{e)}	Empfindlichste der typischen Gesellschaften (weitere Sukzession)
40	Birken-Vorwald trockener Standorte	Agrostio-Quercetum roboris (Festuca ovina-Subass.) PASS. 1953 ^{e)}	Empfindlichste der typischen Gesellschaften (weitere Sukzession)
41	Vorwälder trockener Standorte	Agrostio-Quercetum roboris (Festuca ovina-Subass.) PASS. 1953 ^{e)}	Empfindlichste der typischen Gesellschaften (weitere Sukzession)
42	Vorwälder trockener Standorte	Agrostio-Quercetum roboris (Festuca ovina-Subass.) PASS. 1953 ^{e)}	Empfindlichste der typischen Gesellschaften (weitere Sukzession)

- ^{a)} Pflanzengesellschaft abgeleitet aus Kartierergebnissen der Gutachten Kramer & Partner (2024) und Planungsbüro Förster (2025).
- ^{b)} Ausdehnung des Biotops angepasst und Pflanzengesellschaft abgeleitet aus Gutachten der BWB (2024).
- ^{c)} Wiederkehrende Wasserlinsendecke in Luftbildhistorie zu erkennen. In den meisten Fällen wird zudem ein Röhricht im gleichen Gewässer bewertet.
- ^{d)} Alternativ könnte es sich um ein Röhricht des breitblättrigen Rohrkolbens (*Typha latifolia*) handeln, die zugeordnete Pflanzengesellschaft wäre allerdings weniger empfindlich.
- ^{e)} Es wird als Vegetationstyp ein lichter Birken-Eichenwald angenommen, da davon auszugehen ist, dass Birkenvorwälder sich auf den entsprechenden Standorten am ehesten zu Eichenwäldern trockener Standorte entwickeln können. Als Hauptbaumart (siehe Kapitel 5.5.1) wird die Birke angenommen, was im Vergleich zur Eiche zu einem geringeren Stickstoffentzug führt.

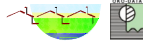
3.2 Abiotische Bestandteile der Habitate bzw. Biotop

3.2.1 Bodenformen

Die Bodenart wurde aus dem Umweltatlas (Bodenarten 2020) für Berlin hergeleitet. Da nicht alle notwendigen Informationen, die zur Ermittlung eines standortspezifischen Critical Load notwendig sind, aus dem Umweltatlas ersichtlich waren, wurde der Bodenart ein Referenzprofil der BÜK1000N (BGR 2014) zugeordnet, für die diese Informationen bekannt sind. Für Gewässerfläche sind keine Bodenarten im Kartenmaterial enthalten, es wird sich eines bekannten Bodenprofils für Gewässerböden der BÜK1000N-Karte bedient. Zudem kommt es in begründeten Einzelfällen vor, dass die Vegetation nicht zu der angegebenen Bodenart passt, in diesem Fall wird abweichend eine andere Bodenart angenommen (siehe Tabelle 3).

Tabelle 3: Im Untersuchungsgebiet vorkommende Bodenarten (Umweltatlas Berlin) sowie entsprechende Referenzprofile der BÜK1000N. In Spalte 2 sind für die Gewässerböden die angenommenen Unterwasserböden der BÜK1000N in Klammern angegeben.

BP	Bodenart lt. Umweltatlas 2020	BÜK 1000N Profil
1	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
2	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
3	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
4	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
6	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
7	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
8	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
9	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
10	Vererdetes (Auen-) Niedermoor ^{a)}	353432
11	Vererdetes (Auen-) Niedermoor ^{a)}	353432
12	Vererdetes (Auen-) Niedermoor ^{a)}	353432
13	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
14	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
15	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
16	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
17	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251



BP	Bodenart lt. Umweltatlas 2020	BÜK 1000N Profil
18	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
19	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
20	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
21	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
22	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
23	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
24	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
25	Lockersyrosem + Regosol + Pararendzina	353432
26	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
27	Lockersyrosem + Regosol + Pararendzina	353432
28	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
29	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
30	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
31	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
32	Lockersyrosem + Regosol + Pararendzina	353432
33	Lockersyrosem + Regosol + Pararendzina	353432
34	Lockersyrosem + Regosol + Pararendzina	353432
35	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
36	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
37	Gewässerboden (Protopedeon aus Sand)	007251
39	Syrosem + Kalkregosol + Pararendzina ^{b)}	353231
40	Syrosem + Kalkregosol + Pararendzina ^{b)}	353231
41	Syrosem + Kalkregosol + Pararendzina ^{b)}	353231
42	Syrosem + Kalkregosol + Pararendzina ^{b)}	353231

^{a)} Die angegebene Bodenart passt nicht zu der vorgefundenen Vegetation des Biotops, alternativ wird die Bodenart des benachbarten Bereiches angenommen: „Lockersyrosem + Regosol + Pararendzina“, die Bodenart geht auf „Industrie auf Aufschüttungs- bzw. Abtragungsfläche“ zurück. Aus dieser Bodenart ergibt sich das BÜK1000N Profil.

^{b)} Alte Gleisanlage, eine natürliche Bodenform wie vom BÜK1000N Profil angenommen existiert hier nicht, daher orientiert sich das Profil stärker an der Vegetation.

3.2.2 Klima und Sickerwasserratedaten

Jahresniederschlagssumme und Jahresmitteltemperatur sind den Rasterdaten des DWD-Datensatzes für das jeweils 30-jährige Mittel von 1991 - 2020 entnommen (DWD 2021) (Tabelle 4). Die Sickerwasserrate ist derjenige Anteil am Niederschlag, der im Boden versickert. Sie ergibt sich rechnerisch aus der Niederschlagsmenge abzüglich der Verdunstung (allerdings können zur Modellierung auch weitere Parameter hinzugefügt werden). Sie lässt sich aus der Jahresniederschlagssumme nach dem in ARGE Stickstoff Baden-Württemberg (2014) beschriebenen Verfahren abschätzen. Für die Gewässer (und Röhrliche) stellen die Werte Mindestwerte dar, da selbst bei relativ geringen Durchflussraten wesentlich höhere Wasseraustauschraten durch die Durchströmung erreicht werden können. Da die Biotop unmittelbar mit dem Wasserkörper in Verbindung stehen, kann auch eine wesentlich größere Wassermenge zur (ungefährlichen) Verdünnung der atmosphärischen Stickstoffdepositionen genutzt werden. Die ermittelte Sickerwasserrate stellt dabei ein Minimum an Wasser (und dem darin gelösten Stickstoff) dar das vom Gewässer mit seiner Umgebung ausgetauscht wird (wenn kein Zu und Abfluss vorhanden, über den Kontakt mit dem Ufersubstrat). Im Sinne eines worst-case-Ansatzes wird die ermittelte Sickerwasserrate zur Modellierung verwendet. Es wird davon ausgegangen, dass die tatsächliche Austauschrate mit dem Grundwasser und damit verbunden der CL (deutlich) unterschätzt wird.

Für die Vorwälder (BP 39 - 42) im UG ist aufgrund ihrer Lage im (stillgelegten) Gleisbett davon auszugehen, dass ein höherer Anteil der Jahresniederschlagssumme versickert, da das grobe Gesteinsmaterial nur sehr geringe Wassermengen zurückhalten kann, bevor das Wasser auf die eigentliche Bodenschicht trifft und dann ungestört (vor Sonnenstrahlung und anderen Witterungseinflüssen geschützt) in die tieferen Bodenschichten versickert. Von einer geringeren Oberflächenverdunstung ist auszugehen, daher ist ein höherer Versickerungsanteil zu vermuten. Um dies realistischer zu modellieren, wurde der Versickerungsanteil für vier der sechs Faktoren nach ARGE StickstoffBW (2014) mit hoch bewertet, auch wenn dies nicht zu Bodenart und anderen Faktoren passen würde. So ergeben sich an den Standort angepasste Sickerwasserraten für die vier BP.

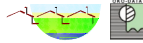


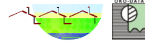
Tabelle 4: Jahressumme der Niederschläge sowie Jahresmitteltemperatur (DWD 2021) an den Beurteilungspunkten in den beurteilungsrelevanten Biotopflächen

BP	Niederschlag [mm a ⁻¹]	Temperatur [°C]	Sickerwasserrate [mm a ⁻¹]
1	573	10,3	189
2	573	10,3	189
3	573	10,3	189
4	573	10,3	189
6	573	10,3	149
7	573	10,3	149
8	573	10,3	149
9	573	10,3	149
10	573	10,3	136
11	573	10,3	136
12	573	10,3	136
13	573	10,3	149
14	573	10,3	149
15	573	10,3	149
16	573	10,3	149
17	573	10,3	149
18	573	10,3	149
19	573	10,3	189
20	573	10,3	189
21	573	10,3	189
22	573	10,3	189
23	573	10,3	149
24	573	10,3	149
25	571	10,3	135
26	573	10,3	149
27	573	10,3	149
28	573	10,3	149
29	573	10,3	149
30	573	10,3	149
31	571	10,3	149
32	571	10,3	148
33	571	10,3	148
34	571	10,3	149
35	573	10,3	149
36	573	10,3	149
37	573	10,3	149
39	573	10,3	202
40	571	10,3	201
41	571	10,3	201
42	571	10,3	201

4. Critical-Loads-Konzept und Modellansätze

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). Die Aufgaben eines National Focal Center (1997 - 2012) bzw. des National Data Center Deutschlands (2012 - 2017) für dieses Programm wurden der ÖKO-DATA GmbH übertragen (s. Schlutow et al. 2018).



Die o. g. Definition der Critical Loads ist dem Mapping Manual (CLRTAP 2004, 2014, 2017) 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, Habitate geschützter Arten sowie geschützte Biotope auf für diesen Schutzzweck modifizierten Grundlagen und Methoden. Die in den periodisch erscheinenden CCE-Reports (zuletzt 2022) veröffentlichten Critical Loads für Europa sind auf regionaler Ebene daher nicht auf FFH-Lebensraumtypen und -Habitate sowie geschützte Biotope übertragbar.

4.1 Empirische Critical Loads

Bei den empirischen Ansätzen werden auf Erfahrungen und Felduntersuchungen beruhende Grenzwerte für einen Schadstoff einem bestimmten ökologischen Rezeptor bzw. einem definierten Ökosystem zugewiesen. Die Zuweisung solcher Erfahrungswerte basiert in der Regel auf mehrjährigen Beobachtungen. Empirische Critical Loads für Stickstoff wurden zuerst 1988 bei einem Experten-Workshop in Skokloster zusammengestellt, 1992 in Lökeberg und 1995 in Genf ergänzt. Auf dem Workshop 2002 in Bern wurde von den europäischen Experten unter Federführung von Achermann u. Bobbink (2003) die empirische Zuweisungsmatrix für verschiedene Ökosystemtypen Europas neu zusammengestellt („Berner Liste“). 2010 wurde in Noordwijkerhout (Niederlande) ein weiterer Experten-Workshop (Bobbink u. Hettelingh 2011) sowie erneut in Bern 2022 eine Revision durchgeführt (Bobbink et al. 2022).

Die modellierten $CL_{nut}(N)$ können in begrenztem Umfang mit den empirischen $CL_{emp}(N)$ (Bobbink u. Hettelingh 2011, Bobbink et al. 2022) verglichen werden. Die $CL_{emp}(N)$ sind für die Vegetationstypen in Bereichen angegeben, die sich zum Teil erheblich überschneiden.

Für die Gewässerbiotope im UG liegen keine empirischen CL vor, da diese am ehesten den FFH-LRT 3150 oder 3260 entsprechen, für die keine CL_{emp} ermittelt wurden (Bobbink et al. 2022). Für die Trockenrasen, die am ehesten dem FFH-LRT 6210 entsprechen, ergibt sich eine Spanne von 10 - 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Für Laubwälder gelten nach Bobbink et al. (2022) grundsätzliche Werte von 10 - 15 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Eine spezifischere Zuordnung zu einzelnen Laubwaldgesellschaften wurde anschließend nur teilweise und nur auf Basis von Expertenschätzungen vorgenommen. Daher sind diese Werte für Wälder u. U. mit großen Unsicherheiten verbunden.

4.2 Das SMB-Modell zur Berechnung von Critical Loads für eutrophierende Stickstoffdepositionen

Die von Schlutow (in BMVBS 2013, FGSV 2019) modellierten standorttypischen Critical Loads für FFH-LRT sind für typische Standorte der FFH-LRT in Deutschland modelliert, ohne besondere standortspezifische Besonderheiten zu berücksichtigen.

Die hier im Folgenden dokumentierte Berechnung standortspezifischer Critical Loads wurde daher mit dem SMB/BERN-Modell durchgeführt (vgl. Nagel et al. 2008, BMVBS 2013, FGSV 2019, Schlutow et al. 2018), wobei einige Eingangsdaten standortspezifisch erhoben wurden.

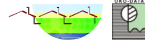
Der zulässige Stickstoffeintrag ins Ökosystem $CL_{nut}N$ kann als die Einstellung des Gleichgewichts zwischen Stoffein- und -austrägen beschrieben werden. Zeitweilige Abweichungen vom Gleichgewichtszustand sind nur tolerierbar, solange das System aus sich selbst heraus regenerationsfähig bleibt (quasi-stationärer 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 [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_u	=	Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_i	=	Netto-Stickstoff-Immobilisierungsrate [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
$N_{le(acc)}$	=	tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_{de}	=	Denitrifikation von Stickstoff [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]

Die N-Aufnahmerate in die oberirdische pflanzliche Biomasse (N_u) von Bäumen und Sträuchern wird aus dem jährlichen Biomassezuwachs und dem Gehalt an Stickstoff ermittelt. Berücksichtigt wird nur der in der Biomasse festgelegte Stickstoff, der durch langlebige Biomasse dem System entzogen wird, also die



Menge an Derbholz, nicht aber der Streufall. Die Berechnungsgrundlagen und -methoden sind in Schlutow et al. (2018) analog zu BMVBS (2013) dokumentiert (vgl. Kap. 5.5). In bestimmten Fällen kann statt der dem Biomassezuwachs auch die durchschnittliche Holzernte für Wälder verwendet werden.

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. 5.3). 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. 5.4).

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). Dieser Austrag wird auf ein tolerierbares Maß begrenzt, indem kritische Schwellenwerte für die Konzentrationen in der Bodenlösung festgelegt wurden (vgl. Kap. 5.2).

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

Die N₂-Fixierungsrate durch einige Pflanzen bzw. ihre Symbionten wird als vernachlässigbar eingeschätzt. Dies ist deshalb gerechtfertigt, weil die anthropogen verursachten Depositionsraten von reduzierten und oxidierten N-Verbindungen in Deutschland i. d. R. dazu führen, dass Pflanzen die Aufnahme von molekularem N₂ 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 N₂ (Sakalli 2012).

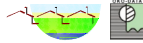
4.3 Das BERN-Modell als Datenbasis für die Ermittlung von vegetationsspezifischen Eingangswerten für die Modellierung

Mit Hilfe des BERN-Modells (Nagel et al. 2010) werden die maßgeblichen Bestandteile der Habitate bzw. Biotope (charakteristische Pflanzenarten, wertgebende Pflanzengesellschaften) hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit analysiert. Die Ergebnisse (pflanzenökologische Critical Limits) werden in das SMB-Modell eingestellt.

Die Datenbasis beruht auf empirischen Erhebungen von Standort-Pflanzengesellschafts-Paaren. Es existiert eine Fülle von Aufnahmen natürlicher und sekundär-natürlicher Pflanzengesellschaften mit überwiegend verbalen Angaben zu Standort- und Klimafaktoren. Aus diesen Aufnahmen wurden die Datenbanken für das BERN-Modell entwickelt. So wurde die Struktur der Pflanzengesellschaften (Deckungsgrade der Vegetationsschichten, Charakterarten, hochstete Arten und deren Deckungsgrade innerhalb der Vegetationsschichten, regionale Trennarten sowie weitere typische geschützte Arten) aus den veröffentlichten Stetigkeitstabellen der pflanzensoziologischen Fachliteratur entnommen.

Dabei wurden ausschließlich bereits aggregierte Stetigkeitstabellen verwendet und auch nur dann, wenn zu ihnen ausreichende Informationen zu den Standorteigenschaften der Fundorte beigefügt wurden. Enthalten sind die spontan vorkommenden Pflanzengesellschaften aus Datensammlungen, die an weitgehend unbelasteten oder an bereits beeinflussten Standorten mit dennoch vorliegendem Gleichgewicht der Standortfaktoren aufgenommen worden waren. So wurden insbesondere sehr frühe Aufnahmen verwendet, vorzugsweise solche, die vor 1960 datiert waren. Es wurden nur die Gesellschaften der Wälder, Weiden (einschließlich Trocken- und Feuchtheiden), der Wiesen (nur extensives Grasland), Moore und Sümpfe in die Datenbank übernommen, die längerfristig (ggf. unter Berücksichtigung bestandserhaltender Pflege) erhalten werden können.

Es wurden immer nur die Stetigkeitstabellen für eine (Sub-)Assoziation jeweils nur aus einer Region ausgewertet, um zu vermeiden, dass Vegetationsaufnahmen aggregiert werden könnten, die zwar unter dem gleichen Gesellschaftsnamen, einschließlich gleicher Autorenschaft veröffentlicht wurden, aber jeweils deutlich verschiedene charakteristische Artenkombinationen in verschiedenen Regionen enthalten. Diese Vorgehensweise hat sich bewährt, weil hiermit unter Einbeziehung der Fundortangaben der Standortbezug eindeutig nachvollziehbar bleibt. Aufgrund des Datenmaterials aus der Zeit überwiegend vor 1960 wurden teilweise heute unübliche Gesellschaftsnamen verwendet. In der Datenbank des BERN-Modells werden die Pflanzengesellschaften mit eindeutig abgrenzbarer Standortkonstanz aufgenommen,



woraus sich die Notwendigkeit ergab, mitunter Assoziationen auch in regionale Subassoziationen zu untergliedern. Während die ökologischen Nischen von Gesellschaften sich in den Randbereichen (Ökotonen) weit überlappen können, sind doch die Optimumbereiche deutlich voneinander abgegrenzt.

In die Artenliste der BERN-Datenbank werden die Arten mit einer hohen Stetigkeit von 70 % oder mehr aufgenommen, weiterhin die Charakterarten, wenn sie eine Stetigkeit von 40 % oder mehr aufweisen, dazu die regionalen Differenzialarten sowie die geschützten Arten, die typischerweise, wenn auch nicht höchstet in der Gesellschaft vorkommen. Zu allen Arten wurden die gesellschaftstypischen Deckungsgrade in der jeweiligen Vegetationsschicht übernommen.

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

Mit dem BERN-Modell konnte der Existenzmöglichkeitsbereich jeder Pflanzengesellschaft aus dem Möglichkeitsbereich der höchsteten charakteristischen Arten mit Hilfe eines Minimumoperators der Fuzzy-Logik ermittelt werden (Näheres hierzu siehe Schlutow et al. 2015, 2018).

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 Vegetationsgesellschaften**, die Rekonstruktion und Prognose des Vegetationswandels in Abhängigkeit von der Nutzungs- und Depositionsgeschichte bzw. deren Zukunftsszenarien und der Prognose des Klimawandels.

Die BERN-Datenbank wurde stetig weiterentwickelt. Der jeweilige Stand der Entwicklungen wurde publiziert [BERN1: Schlutow in Achermann u. Bobbink (2003); Schlutow u. Hübener in UBA-Texte 22/2004; BERN2: Schlutow in deVries et al. (2007), Nagel et al. in UBA-Texte 08/2010; BERN3: Schlutow et al. in BMVBS (2013), Schlutow et al. in deVries et al. (2015), BERN4.0 (Schlutow et al. 2018)].

Nunmehr liegt die Datenbank in der Version 5.0 vor (Schlutow et al. 2024). Aktuell enthält die Datenbank 883 Pflanzengesellschaften und 2210 Arten mit ihren jeweiligen ökologischen Nischen für 8 Standortparameter.

4.4 Diskussion der Modelle und Schlussfolgerungen für die Anwendbarkeit

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

Empirische Critical Loads fehlen für eine Reihe von Vegetationstypen, die im Untersuchungsgebiet jedoch charakteristisch sind. Da in der Regel die Critical Loads als Wertebereiche angegeben sind, bleibt ein kaum verifizierbarer Beurteilungsspielraum bestehen. Deshalb werden sie in diesem Gutachten nicht unmittelbar herangezogen. Mittelbar geht die kritische N-Konzentration, die auf der Ableitung aus empirischen Critical Loads beruht, in die Berechnung mit dem SMB-Modell ein.

Der Stickstoffleitfaden BImSchG-Anlagen (LAI/LANA 2019) empfiehlt die Anwendung von CL, die mittels SMB ermittelt wurden.

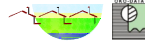
Für die Berechnung des Critical Loads für eutrophierende Einträge wird das SMB-Modell verwendet, kombiniert mit Eingangsdaten, die teilweise aus empirischen Critical Loads abgeleitet wurden.

Dabei werden überwiegend die Methoden und Modelle zur Ermittlung der geochemischen Eingangsdaten entsprechend dem Manual des ICP MODELLING & MAPPING (CLRTAP 2004, 2014, 2017) angewendet, jedoch ergänzt mit vegetationspezifischen Eingangswerten, die mittels BERN-Modell bestimmt wurden.

4.4.2 Unsicherheiten der Modelle und der 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 Standorten sowie auf Expertenschätzungen. So sind Eingangsdaten immer mit einer gewissen Unsicherheit aufgrund von Verallgemeinerungen der Standortcharakteristika, bezogen auf den konkret zu untersuchenden Standort, behaftet.

Der Critical Load muss für einen angestrebten Referenzzustand bezüglich Bodenqualität und Vegetationsstruktur ermittelt werden, der für geschützten Lebensraumtypen, Habitate und geschützte Biotope die Existenz einer stabilen standorttypischen Pflanzengesellschaft in ihren typischen Strukturen und Funktionen garantiert. In diesem Fall muss auf idealtypische Referenzwerte zurückgegriffen werden,



deren Übertragbarkeit auf den konkreten Standort naturgemäß mit Ungenauigkeiten verbunden ist, auch wenn dies nach bestem Wissen geschieht. Die BERN-Datenbank, die auf der Auswertung von bisher rund 26 000 Einzelstandortuntersuchungen in Deutschland und weiteren ca. 24 000 Aufnahmen in Europa beruht (vgl. Kap. 4.3 und Schlutow et al. 2018), bietet hierfür eine repräsentative Datenbasis, wodurch der Ungenauigkeitsgrad auf ein Minimum reduziert wird.

5. Material und Methoden zur Ermittlung von standortspezifischen Referenzdaten für die Critical Load-Modellierung

Die im Folgenden dargestellten Methoden und Modelle dienen der Ermittlung von Eingangsdaten für die Critical-Loads-Berechnung mit dem SMB-Modell.

5.1 $C/N_{crit(phyto)}$

Der vegetationsspezifische Schwellenwert $C/N_{crit(phyto)}$ wird nunmehr mit dem BERN5.0-Modell ermittelt.

Entsprechend der Definition des **ökologischen Belastbarkeitsgrenzwertes** („Critical Load“) gegenüber Stoffeinträgen (CLRTAP 2004, 2014, 2017), die besagt, dass die Belastbarkeitsgrenzen 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 bzw. naturnahen oder halbnatürlichen 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. Insofern ist die Zielsetzung, eine Selbstregenerierungskraft von 100 % des maximalen Potenzials zu erhalten, ein hoch gestecktes Ziel.

Für die Ermittlung von Critical Loads für Stickstoffverbindungen, die für den Erhalt der Biodiversität zumindest eingehalten werden sollten, ist der Standortparameter C/N von besonderem Interesse. Da die Stickstoffdepositionen sich verändernd auf diese Bodenparameter auswirken, wird als vegetations-spezifischer Schwellenwert das kritische C/N-Verhältnis ($C/N_{crit(phyto)}$) für jede Pflanzengesellschaft bestimmt, bei dem die Pflanzengesellschaft gerade noch ohne Verlust der typischen Biodiversität existieren kann (vgl. Schlutow et al. 2018). Als typische Biodiversität wird die Artenliste der diagnostischen Arten der Gesellschaft, d. h. die Charakter- und hochsteten Begleitarten definiert, wie sie in der BERN4-Datenbank in Auswertung der veröffentlichten Stetigkeitstabellen enthalten sind (Schlutow et al. 2018).

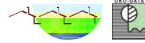
$C/N_{crit(phyto)}$ der Pflanzengesellschaften werden dort angesetzt, wo der stickstoffinduzierte Standortgradient den Optimumbereich der Pflanzengesellschaft verlässt. Dieser Gradient weist unterhalb des Optimumbereichs auf ein zunehmendes Nährstoffungleichgewicht hin. Das Critical Limit ergibt sich aus dem höchsten unteren Optimumwert aller diagnostischen Arten der Gesellschaft. Das heißt, die empfindlichste diagnostische Art bestimmt mit ihrer (engen) ökologischen Nische die Critical Limits der Gesellschaften.

Die so bestimmten Critical Limits für das vegetationsspezifische C/N-Verhältnis für jede Pflanzengesellschaft gehen ein in die Berechnung der Netto-Immobilisierungsrate (vgl. 5.3).

Folgende vegetationsspezifischen Critical Limits wurden mit dem BERN-Modell für die Beurteilungspunkte ermittelt (Tabelle 5):

Tabelle 5: Vegetationsspezifische Critical Limits $C/N_{crit(phyto)}$ der Pflanzengesellschaften im günstigen Ziel-Erhaltungszustand (nach Schlutow et al. 2018)

BP	Vegetation im günstigen und typischen Erhaltungszustand	$C/N_{crit(phyto)}$
		%/‰
1	Myriophyllo-Nupharetum lutaea HUECK 1931	16
2	Myriophyllo-Nupharetum lutaea HUECK 1931	16
3	Myriophyllo-Nupharetum lutaea HUECK 1931	16
4	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{a)}	7
6	Phragmitetum australis SCHMALE 1939 ^{a)}	10
7	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{a)}	7



BP	Vegetation im günstigen und typischen Erhaltungszustand	C/N _{crit(phyto)}
		%/‰
8	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{a)}	7
9	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{a)}	7
10	Armerio-Festucetum trachyphyllae (LIBB. 1933) R. KNAPP 1948 ex HOHENESTER 1960 ^{b)}	12
11	Spergulo-Corynephorum canescentis (TX. 1928) 1937 ^{b)}	18
12	Armerio-Festucetum trachyphyllae (LIBB. 1933) R. KNAPP 1948 ex HOHENESTER 1960 ^{b)}	12
13	Typhetum angustifoliae PGN. 1953	8
14	Phragmitetum australis SCHMALE 1939	10
15	Typhetum angustifoliae PGN. 1953	8
16	Phragmitetum australis SCHMALE 1939	10
17	Typhetum angustifoliae PGN. 1953	8
18	Typhetum angustifoliae PGN. 1953	8
19	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	7
20	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	7
21	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	7
22	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	7
23	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	7
24	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	7
25	Armerio-Festucetum trachyphyllae (LIBB. 1933) R. KNAPP 1948 ex HOHENESTER 1960	12
26	Typhetum angustifoliae PGN. 1953 ^{d)}	8
27	Agrostis capillaris Dominanzgesellschaft	8
28	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	7
29	Typhetum angustifoliae PGN. 1953	8
30	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	7
31	Typhetum angustifoliae PGN. 1953	8
32	Armerio-Festucetum trachyphyllae (LIBB. 1933) R. KNAPP 1948 ex HOHENESTER 1960	12
33	Diantho deltoides-Armerietum elongatae KRAUSCH 1959	12
34	Armerio-Festucetum trachyphyllae (LIBB. 1933) R. KNAPP 1948 ex HOHENESTER 1960	12
35	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	7
36	Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhiza W. KOCH 1954 ^{c)}	7
37	Phragmitetum australis SCHMALE 1939	10
39	Agrostio-Quercetum roboris (Festuca ovina-Subass.) PASS. 1953 ^{e)}	15
40	Agrostio-Quercetum roboris (Festuca ovina-Subass.) PASS. 1953 ^{e)}	15
41	Agrostio-Quercetum roboris (Festuca ovina-Subass.) PASS. 1953 ^{e)}	15
42	Agrostio-Quercetum roboris (Festuca ovina-Subass.) PASS. 1953 ^{e)}	15

5.2 Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser (N_{le(acc)})

Die Berechnung des tolerierbaren Stickstoffaustrags mit dem Sickerwasser N_{le(acc)} erfolgt durch Multiplikation der Sickerwasserrate mit einer gesetzten Grenz-Konzentration von Stickstoff im Sickerwasser wie folgt:

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

wobei:

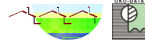
- Q_{le(z)} = Sickerwasserrate in der durchwurzelten Bodenschicht [m³ ha⁻¹ a⁻¹] (siehe Tabelle 4, dort angegeben als l m⁻² (≙ mm), zur Umrechnung ist mit einem Faktor von 10 zu multiplizieren)
- [N]_{crit(phyto)} = kritische N-Konzentration im Sickerwasser [kg N m⁻³] (siehe Tabelle 7)

Der Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser erfolgt zum überwiegenden Teil in Nitratform. Selbst wenn es sich bei dem deponierten Stickstoff um Ammoniak/Ammonium handelt wird dieses zunächst zum größten Teil in Nitrat umgewandelt, bevor es ins Grundwasser versickert.

Das Manual zur Kartierung und Modellierung von Critical Loads enthält eine Zusammenstellung der kritischen Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung verschiedener Vegetationstypen (CLRTAP 2017).

Im Manual (CLRTAP 2017) wird jedoch darauf hingewiesen, dass keine direkte Abhängigkeit von N-Auswaschungsrate und Vegetationswandel nachweisbar ist. 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.

Vor diesem Hintergrund wurde in diesem Projekt die Bestimmung der kritischen N-Konzentration im Sickerwasser für jede Beurteilungsfläche nach der Methode in Anlehnung an die Empfehlung des Manuals (CLRTAP 2017) vorgenommen.



Da die kritischen N-Konzentrationen im Manual (CLRTAP 2017) als Wertespannen aufgelistet sind, erfolgte im vorliegenden Fall für die Critical Load-Berechnung eine eindeutige Zuordnung, wie in Tabelle 6 angegeben. Die im Manual angegebenen Spannen basieren auf unterschiedlichen Ergebnissen mehrerer qualitativ abgesicherter Studien zu Dosis-Wirkungs-Experimenten an gleichen Arten bzw. Vegetationstypen.

Tabelle 6: Kritische N-Konzentrationen in der Bodenlösung ($[N]_{crit}$) zur Berechnung von Critical Loads nach Mapping Manual (CLRTAP 2017)

Sensitive Arten der Vegetationstypen (Deutscher CL-Datensatz)	$[N]_{crit}$	
	mg N/l	kg N/m ³
Flechten	0,2 - 0,4	0,0003
Preiselbeere	0,4 - 0,6	0,0005
Blaubeere	1-2	0,0015
Wälder mit hoher Sensitivität der Feinwurzeln, mit hoher Frostempfindlichkeit und Anfälligkeit gegenüber Pilzkrankheiten, Nährstoff-Ungleichgewichten, erhöhter Stickstoffauswaschungsgefahr	0,2-5	0,003
wenig sensitive Nadelbaum-Wälder, einschließlich Bodenvegetation	2,5-4	0,004
wenig sensitive Laubbaum-Wälder, einschließlich Bodenvegetation	3,5-6,5	0,005
Grasland	3	0,003
Heiden	3-6	0,004
Krautarten, Staudenfluren	3-5	0,005

In der neuesten Version der BERN-Datenbank werden auch teilweise weiter differenzierte Werte ausgegeben, die sich aus dem SMB-Modell zusammen mit den empirischen CL ergeben, sodass für verschiedene Pflanzengesellschaften auch abweichende Werte vorkommen können. Zudem wird mittlerweile davon ausgegangen, dass alle in Deutschland vorkommenden Baumarten wiederkehrend von Pilzen oder anderen Krankheitserregern befallen werden (u. U. auch durch den Klimawandel geschwächt) weshalb mittlerweile keine Wälder mehr der Kategorie $[N]_{crit} = 0,005 \text{ kg N m}^{-3}$ zugeordnet werden.

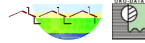
Gleichzeitig wird mit diesen $[N]_{crit}$ -Werten auch das Grundwasser geschützt. Der höchste verwendete kritische Grenzwert von 5 mg N l^{-1} ist deutlich strenger als der EU-Grenzwert für Trinkwasser von $50 \text{ mg Nitrat pro Liter}$ ($= 11 \text{ mg N l}^{-1}$).

Die Sickerwasserrate wird aus der jährlichen Niederschlagssumme berechnet, nach der Methode in ARGE Stickstoff Baden-Württemberg (2014) in Anlehnung an die Methode im BAST-FE-Bericht (BMVBS 2013)

Das Ergebnis der Berechnung des tolerierbaren Stickstoffaustrags mit dem Sickerwasser $N_{le(acc)}$ an den BP zeigt Tabelle 7.

Tabelle 7: Eingangsdaten $[N]_{crit(phyto)}$ und Ergebnis der Berechnung des tolerierbaren Stickstoffaustrags mit dem Sickerwasser $N_{le(acc)}$ an den Beurteilungspunkten (BP)

BP	$[N]_{crit}$	$N_{le(acc)}$
	kg m ⁻³	kg ha ⁻¹ a ⁻¹
1	0,001	2,46
2	0,001	2,46
3	0,001	2,46
4	0,003	4,47
6	0,003	4,47
7	0,003	4,47
8	0,003	4,47
9	0,003	4,47
10	0,003	4,07
11	0,003	4,07
12	0,003	4,07
13	0,003	4,77
14	0,003	4,47
15	0,003	4,77
16	0,003	4,47
17	0,003	4,77
18	0,003	4,77
19	0,003	5,67
20	0,003	5,67
21	0,003	5,67
22	0,003	5,67



BP	[N] _{crit}	N _{le(acc)}
	kg m ⁻³	kg ha ⁻¹ a ⁻¹
23	0,003	4,47
24	0,003	4,47
25	0,003	4,05
26	0,003	4,77
27	0,003	4,47
28	0,003	4,47
29	0,003	4,77
30	0,003	4,47
31	0,003	4,77
32	0,003	4,45
33	0,003	4,45
34	0,003	4,47
35	0,003	4,47
36	0,003	4,47
37	0,003	4,47
39	0,002	3,03
40	0,002	3,02
41	0,002	3,02
42	0,002	3,02

5.3 Immobilisierungsrate (N_i)

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

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

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

Die Faktoren, die eine Mineralisierung/Immobilisierungs-Bilanz beeinflussen, sind nach Walse 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 jedoch das C/N-Verhältnis und die Temperatur (Schachtschabel et al. 1998). Bodenfeuchte und pH-Wert haben dagegen nur einen modifizierenden Einfluss, wenn sie die jeweils optimale Spanne verlassen (ebenda). Deshalb werden bei der Ermittlung der Immobilisierungsrate (bisher) nur der Einfluss von Temperatur und C/N-Verhältnis wie folgt berücksichtigt:

In zahlreichen Studien wurde die positive Korrelation zwischen Temperatur und Mineralisationsraten nachgewiesen (Stanford et al. 1973, Tietema et 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 et al. 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.

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 0,5 kg N ha⁻¹a⁻¹ (vom CCE verwendeter Hintergrundwert, vgl. CCE 2016) und 5 kg N ha⁻¹a⁻¹ bei < 5 °C Jahresdurchschnittstemperatur (Hornung et al. 1995) angesetzt werden kann.

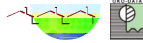
Daraus ergibt sich folgende empirisch ermittelte Formel:

$$N_{i(T)} = 0,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}, \text{ wenn } T \leq 1,5^\circ\text{C}$$

$$N_{i(T)} = 1,5 T - 1,75, \text{ wenn } T > 1,5^\circ\text{C}; T \leq 4,5^\circ\text{C}$$

$$N_{i(T)} = 0,0893 T^2 - 2,0071 T + 11,793, \text{ wenn } T > 4,5^\circ\text{C}; T \leq 11^\circ\text{C}$$

$$N_{i(T)} = 0,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}, \text{ wenn } T > 11^\circ\text{C}$$



Der Anteil an der Immobilisierungsrate von Stickstoff im Boden, der durch die unterschiedliche Zersetzbarkeit des Streufalls (Blatt- und Nadelstreu, Feinäste und Feinwurzeln) bedingt ist, wird durch das C/N-Verhältnis der Streu und das bodenspezifisch mögliche C/N-Verhältnis, folglich durch das C/N-Verhältnis in der Humusaufgabe und in der obersten Mineralbodenschicht gesteuert. Unter Steady-state-Bedingungen, wie sie dem SMB-Modell zugrunde liegen, soll eine Verringerung des C/N-Verhältnisses durch N-Akkumulation langfristig nicht zugelassen werden (vgl. Manual – CLRTAP 2017). Deshalb ist für die Bestimmung des $CL_{nut}N$ 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 $CN_{crit(Phyto)}$, desto höher die Immobilisierungsrate (Gundersen et al. 1998) und umgekehrt. So ist die Immobilisierungsrate insbesondere in Laubwald-Flächen mit einem atypischen Anteil von Nadelgehölzen punktuell deutlich höher als im reinen Laubwald auf jeweils gleichem Standorttyp.

Die vegetationsbestimmte Netto-Immobilisierungsrate wird wie folgt berechnet:

Zwischen den natürlichen und deshalb zulässigen Werten für ein bodentypabhängiges Maximum $CN_{max(geo)}$, und dem entsprechenden Minimum-C/N-Verhältnis $CN_{min(geo)}$, ist die Nettomenge an N, die immobilisiert werden darf, eine lineare Funktion des C/N-Verhältnisses, das für die Vegetation im Zielzustand gerade noch akzeptabel ist (= unterste Spannungsgrenze der ökologischen Nische der Gesellschaft hinsichtlich des C/N-Verhältnisses).

Nur ein Standort, dessen C/N-Verhältnis im bodenartenspezifischen ausbalancierten Bereich über $CN_{min(geo)}$ und unter $CN_{max(geo)}$ 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.

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

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

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

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

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

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 $N_{dep} \equiv CL_{nut}N$

$CN_{min(geo)}$ = 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)

$N_{i(Phyto)}$ ergibt sich nunmehr wie folgt:

$$N_{i(Phyto)} = \frac{f_i}{1-f_i} N_{le}$$

Wenn $N_{i(T)} + N_{i(Phyto)} > 5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, dann $N_{i(T)} + N_{i(Phyto)} = 5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

Der akzeptable niedrigste und höchste Grenzwert des C/N-Verhältnisses im Oberboden wird entsprechend Tabelle 8 in die Critical-Loads-Berechnung eingestellt.

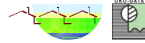


Tabelle 8: Kritische Minima und Maxima von C/N-Verhältnissen zur Gewährleistung eines langfristigen Gleichgewichtes von Immobilisierung und Mineralisierung im Humus (Klap et al. 1997)

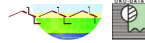
Bodenart des mineralischen Oberbodens	Minimum des C/N-Verhältnisses zur Gewährleistung der Immobilisierung C/N _{min(geo)}	Kritisches Maximum des C/N-Verhältnisses zur Gewährleistung der Mineralisierung C/N _{max(geo)}
Hochmoortorf	20	60
Niedermoor	15	40
großporige Bodenarten (Sand, Lehm)	15	35
feinporige Bodenarten (Ton)	10	25
vulkanische Böden	10	20
Kalk-Böden	10	20

Die Bestimmung der pflanzengesellschaftsspezifischen C/N-Schwellenwerte $CN_{crit(phyto)}$ erfolgt mit Hilfe des BERN-Modells anhand der statistischen Auswertung der Vegetations-/Standortangaben aus der pflanzensoziologischen Fachliteratur (vgl. Kap. 5.1 in Verbindung mit Kap. 4.3 und Schlutow et al. 2018).

Die Eingangsdaten und die Ergebnisse der Berechnung der Netto-Immobilisierungsrate N_i in den Beurteilungspunkten (BP) zeigt Tabelle 9:

Tabelle 9: Eingangsdaten und Ergebnisse der Berechnung der Netto-Immobilisierungsrate N_i an den Beurteilungspunkten (BP) (nach BMVBS 2013)

BP	C/N _{min(geo)} %/%	C/N _{max(geo)} %/%	N _{i(phyto)}	N _{i(T)}	N _{i(gesamt)}
	kg ha ⁻¹ a ⁻¹				
1	15	35	0,13	0,59	0,72
2	15	35	0,13	0,59	0,72
3	15	35	0,13	0,59	0,72
4	15	35	0	0,59	0,59
6	15	35	0	0,59	0,59
7	15	35	0	0,59	0,59
8	15	35	0	0,59	0,59
9	15	35	0	0,59	0,59
10	15	35	0	0,59	0,59
11	15	35	0,72	0,59	1,31
12	15	35	0	0,59	0,59
13	15	35	0	0,59	0,59
14	15	35	0	0,59	0,59
15	15	35	0	0,59	0,59
16	15	35	0	0,59	0,59
17	15	35	0	0,59	0,59
18	15	35	0	0,59	0,59
19	15	35	0	0,59	0,59
20	15	35	0	0,59	0,59
21	15	35	0	0,59	0,59
22	15	35	0	0,59	0,59
23	15	35	0	0,59	0,59
24	15	35	0	0,59	0,59
25	15	35	0	0,59	0,59
26	15	35	0	0,59	0,59
27	15	35	0	0,59	0,59
28	15	35	0	0,59	0,59
29	15	35	0	0,59	0,59
30	15	35	0	0,59	0,59
31	15	35	0	0,59	0,59
32	15	35	0	0,59	0,59
33	15	35	0	0,59	0,59
34	15	35	0	0,59	0,59
35	15	35	0	0,59	0,59
36	15	35	0	0,59	0,59
37	15	35	0	0,59	0,59
39	15	35	0	0,59	0,59
40	15	35	0	0,59	0,59
41	15	35	0	0,59	0,59
42	15	35	0	0,59	0,59



5.4 Denitrifikationsrate (N_{de})

Wesentliche Einflussfaktoren auf die Stickstoff-Denitrifikationsrate (N_{de}) sind die Bodenfeuchte, d. h. das Vorliegen sauerstofffreier Verhältnisse, der Humusgehalt, die Bodentemperatur und die Basensättigung. Ein einfacher, aber validierter Ansatz von de Vries et al. (2007) geht von folgendem linearen Zusammenhang zwischen Denitrifikationsrate und dem N-Eintrag unter Berücksichtigung der Immobilisierungsrate und dem N-Entzug durch die Vegetation aus. Dieser Ansatz geht vereinfachend davon aus, dass die Immobilisierung und der N-Entzug schneller vorstattengehen als die Denitrifikation, was zwar in der Regel, 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:

- N_{de} = Stickstoff-Denitrifikationsrate [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
- f_{de} = Denitrifikationsfaktor (Funktion der Bodentypen mit einem Wert von 0 bis 1)
- N_{dep} = atmosphärische Stickstoffdeposition [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$], mit $N_{dep} \equiv CL_{nut}(N)$
- N_i = Netto-Stickstoff-Immobilisierung [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
- N_u = Stickstoff-Aufnahme durch die Vegetation [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

Für die Erhaltung der Masse muss gelten:

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

Daraus lässt sich N_{de} wie folgt bestimmen:

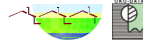
$$N_{de} = \frac{f_{de}}{1 - f_{de}} N_{le(acc)}$$

mit $N_{le(acc)}$ = tolerierbare N-Auswaschungsrate mit dem Sickerwasser (Tabelle 7)

Für den im UG vorliegenden Boden wurde der f_{de} aus dem zugeordneten BK 1000 Bodenprofil zugeordnet. Für die Beurteilungspunkte im UG ergeben sich demzufolge Denitrifikationsraten wie folgt (Tabelle 10).

Tabelle 10: Denitrifikationsraten N_{de} in Abhängigkeit von Grund- und Stauwassereinfluss bzw. Tongehalt sowie von der Ziel-Vegetation

BP	f_{de}	N_{de}
	-	$\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$
1	0,8	9,83
2	0,8	9,83
3	0,8	9,83
4	0,8	17,88
6	0,8	17,88
7	0,8	17,88
8	0,8	17,88
9	0,8	17,88
10	0,1	0,45
11	0,1	0,45
12	0,1	0,45
13	0,8	19,07
14	0,8	17,88
15	0,8	19,07
16	0,8	17,88
17	0,8	19,07
18	0,8	19,07
19	0,8	22,69
20	0,8	22,69
21	0,8	22,69
22	0,8	22,69
23	0,8	17,88
24	0,8	17,88
25	0,1	0,45
26	0,8	19,07
27	0,1	0,50
28	0,8	17,88
29	0,8	19,07



BP	f _{de}	N _{de}
	-	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹
30	0,8	17,88
31	0,8	19,07
32	0,1	0,49
33	0,1	0,49
34	0,1	0,50
35	0,8	17,88
36	0,8	17,88
37	0,8	17,88
39	0,1	0,34
40	0,1	0,34
41	0,1	0,34
42	0,1	0,34

5.5 Bestimmung der Aufnahmerate von Stickstoff (N_u) in die Vegetation

Die Entzugsrate von Stoffen mit der Ernte von Biomasse ergibt sich aus dem Ertrag der zu erntenden Biomasse multipliziert mit dem darin befindlichen Stoffgehalt.

Die Berechnungsgrundlagen und -methoden sind in Schlutow et al. (2018) analog zu BMVBS (2013) dokumentiert.

5.5.1 Abschätzung des pflanzenphysiologischen Ertragspotenzials der Biomasse

Die Critical Loads sollen definitionsgemäß langfristig keine schädlichen Wirkungen auf Struktur und Funktion von Ökosystemen zulassen. Somit sollen sie auch den langfristig geltenden Grundsätzen der Erhaltungsziele folgen.

Der Entzug von Stickstoff (N) durch Aufnahme in die Biomasse wird aus der Biomasseproduktivität in Abhängigkeit vom Ertragspotenzial des Standortes unter Berücksichtigung des pflanzenphysiologisch möglichen Biomassezuwachses abgeschätzt.

Offenland

Es wird unterschieden in nicht genutzte Offenlandflächen (Gewässer-Biotope, feuchte Hochstaudenfluren) und solche, die regelmäßig genutzt werden (natürliches Grünland) oder auf denen Pflegemaßnahmen (Entkusseln, Entnahme von unerwünschtem Gehölzaufwuchs, Mahd von Schilf und Röhricht usw.) durchgeführt werden oder geplant sind.

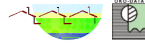
Die Abschätzung des Trockenmasseertrages in genutzten oder gepflegten Offenland-Lebensräumen geht davon aus, dass eine extensive Nutzung notwendig ist (Tabelle 11). Diese notwendige Nutzung ist aber auch abhängig vom Biomasseproduktionspotenzial des jeweiligen Standortes. Je fruchtbarer der Standort ist, desto höher muss auch die bestandserhaltende Nutzung sein, daher muss dann auch ein höherer Entzug angenommen werden. Die Spannenobergrenze (E_{max(phyto)}) gibt allerdings nicht den physiologisch maximal möglichen Trockenmasseertrag an, sondern den bestandserhaltenden Mindestbiomasseertrag auf den fruchtbarsten typischen Böden des jeweiligen Vegetationstyps bei günstigem Klima. Ebenso wird ein Mindestertrag theoretisch berechnet, der auch unter ungünstigen Bedingungen erzielt werden kann (E_{min(phyto)}).

Tabelle 11: Spannen der Ertragspotenziale (Trockensubstanz TS) der verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen/halbnatürlichen Ökosysteme (BMBVS 2013)

Vegetationstyp	Trockensubstanzertrag bei extensiver Grünlandnutzung [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	
	E _{min(Phyto)}	E _{max(Phyto)}
Magerrasen	0,65	1,5
Heiden	0,7	1,5
Kalktrockenrasen	0,8	1,4
Nass- und Feuchtwiesen	0,11	1,7
Flutrasen und Auenwiesen	0,1	2,5
Frischwiesen/ Frischweiden	0,8	1,6

Wald

Die N-Aufnahmerate in die oberirdische pflanzliche Biomasse (N_u) von Bäumen und Sträuchern wird aus dem jährlichen Biomassezuwachs und dem Gehalt an N ermittelt. Berücksichtigt wird nur der in der



Biomasse festgelegte Stickstoff, der durch langlebige Biomasse dem System entzogen wird, also die Menge an Derbholz, nicht aber der Blatt- und Streufall.

Eine forstliche Nutzung von Wald-Biotopen ist nicht grundsätzlich ausgeschlossen. Würden Bäume durch Forstwirtschaft entnommen, könnten höhere Ernteerträge erzielt werden, die schließlich auch mehr Stickstoff aus dem Ökosystem entziehen (verglichen mit dem Entzug durch einfache Aufnahme in die Biomasse durch Wachstum).

Im vorliegenden Fall wird Forstwirtschaft allerdings nicht berücksichtigt. Es wird davon ausgegangen, dass die (Vor-) Wälder der ehemaligen Gleisanlage nicht forstwirtschaftlich genutzt werden. Zwar könnten auch Pflegeschnitte bzw. Baumentnahmen aus Gründen der Verkehrssicherung als N-Entzug dienen, allerdings wird im Sinne eines worst-case-Ansatzes darauf verzichtet, diese Werte zu ermitteln und stattdessen nur der Entzug durch Biomassezuwachs in die Modellierung eingestellt.

Als Grundlage für die baumartenspezifische Abschätzung des potenziellen Holzertrages in den Wald-Biotopen dienen Ertragstafeln des laufenden Zuwachses der Baumarten. Über 100 Jahre wird der durchschnittliche Zuwachs pro Jahr jeweils für die beste Ertragsklasse I ($E_{\max(\text{phyto})}$) und die schlechteste Ertragsklasse der Baumart ($E_{\min(\text{phyto})}$) aus den Ertragstafeln entnommen. Die so ermittelten potenziellen Festmaß-Zuwächse (DGZ 100) werden in Gewichtmaß-Zuwächse mit Hilfe der baumartenspezifischen Holz- und Rindendichte umgerechnet (Tabelle 12 und Tabelle 13). Es wird angenommen, dass die Rinde ebenfalls langfristig dem Bestand entzogen wird. Die hier ausgewerteten alten Ertragstafeln ermöglichen eine sehr konservative Schätzung der Biomasseentzüge, so dass die sich ergebenden Spannen Mindesterträge im Spektrum der Standortbedingungen darstellen, mithin den worst case.

Tabelle 12: Ertragsspannen der relevanten Haupt- und Nebenbaumarten

Baumart	Durchschnittliche jährliche Zuwachsraten (Trockensubstanz TS) nach 100 Jahren [DGZ 100]				Ertragstafel von:
	Ertragspotenzial der Ertragsklasse I für Stammholz mit Rinde $E_{\max(\text{Phyto})}$		Ertragspotenzial der schlechtesten Ertragsklasse für Stammholz mit Rinde $E_{\min(\text{Phyto})}$		
	[m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	[m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	
Gemeine Kiefer	8,1	3,5	3,3	1,4	Wiedemann 1943 (in Schober 1975)
Gemeine Fichte	12,0	4,9	7,5	3,2	Wiedemann 1936 (in Schober 1975)
Weiß-Tanne		3,5		3	Schober 1967 (in Schober 1975)
Europ. Lärche		2,5		2	
Rotbuche	7,8	4,9	3,7	2,4	Schober 1972 (in Schober 1975)
Stiel- und Trauben-Eiche	6,7	4,0	2,1	1,4	Mitscherlich 1950 (in Schober 1975)
Erle	8,0	4,3	4,5	2,5	Mitscherlich 1945 (in Schober 1975)
Birke, alle Arten	4,9	2,8	3,6	2,1	Schwappach 1912 (in Schober 1975)
Weiden, alle Arten	5,0	2,3	3,4	1,6	Schober 1975
Ulme, alle Arten		4,8		3	Bauer 1953
Esche	6,2	3,7	4,1	2,5	Wimmenauer 1919
Eberesche		2,1		1,6	Erteld und Hengst1966
Linde, alle Arten	8,8	5,2	5,0	3,0	Böckmann 1990
Ahorn, alle Arten		3,5		2,5	Schober 1987
Pappeln, Espe	13,2	4,5	3,0	1,1	Knapp 1973
Hainbuche		5,6		2,5	Schober 1987

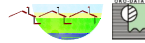


Tabelle 13: Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masseverhältnisse (De Vries et al. 1990)

Baumart	Trockensubstanz-Dichte von Stammholz	Trockensubstanz-Dichte von Rinde	Verhältnis von Rinde zu Stammholz
	m ³ t ⁻¹ TS	m ³ t ⁻¹ TS	t t ⁻¹ TS
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

5.5.2 Ermittlung der bodenspezifischen relativen Ertragspotenziale

Innerhalb der vegetationstypspezifischen potenziellen Ertragsspanne (Tabelle 12) kann dann unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Bodeneigenschaften, also anhand des relativen Ertragspotenzials des Bodens (EP_{geo}), das relative Ertragspotential des jeweiligen Standortes konkretisiert werden.

Dazu ist zunächst die bestmögliche Abschätzung der Bodenfruchtbarkeit in Abhängigkeit von den Bodenarten (S=Sand, s=sandig, L=Lehm, l=lehmig, U=Schluff, u=schluffig, T=Ton, t=tonig, H=Torf, h=hochmoorig, n=niedermoorig) der Horizonte notwendig (Tabelle 15).

Verschiedene Eigenschaften der Bodenarten werden im Hinblick auf die Ertragsbildung jeweils als sehr ungünstig (Wert 1) bis sehr günstig (Wert 5) eingeschätzt (ausführlich hierzu in BMVBS 2013, S. 182 ff.). Diese Werte beziehen sich auf die jeweilige Bodenart der Horizonte der Referenzbodenprofile aus der BÜK-1000N-Datenbank (Bodenprofil siehe Tabelle 3).

Die zur Bewertung des relativen Ertragspotenzials EP_{geo} herangezogenen Einzelparameter (Tabelle 15) sind nicht gleichgewichtet in die Abschätzung des bodenspezifischen Ertragspotenzials eingegangen, weil einzelne Kriterien einen größeren Einfluss als andere auf das Pflanzenwachstum haben und mitunter auch auf mehrere verschiedene physiologische Vorgänge einwirken. Aus diesem Grunde wurden die einzelnen Parameter der Tabelle 15 entsprechend der folgenden Übersicht zu Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung zusammengefasst (Tabelle 14). Aus den Mittelwerten für die 3 Haupteinflussfaktoren konnte abschließend ein mittleres relatives Ertragspotenzial (EP_{geo}) abgeleitet werden (Tabelle 15 letzte Spalte). Das relative Ertragspotenzial des Referenzprofils EP_(geo) wurde nun für jeden Horizont des Referenzbodenprofils der BÜK 1000N basierend auf den Angaben zur Bodenart zugeordnet und dann bis zur Durchwurzelungstiefe (vgl. Kap. 5.5.3) tiefenstufengewichtet gemittelt.

Tabelle 14: Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung

Einzelparameter	Synthese zu den Haupteinflussfaktoren:
Nutzbare Feldkapazität Porenanteil mit Totwasser (Staunässeineigung) Austrocknungsgefährdung Grund- und Stauwassereinfluss	Bodenwasserhaushalt
Kationenaustauschkapazität Nutzbare Feldkapazität Humusspiegel	Nährstoffhaushalt
Gründigkeit Durchwurzelbarkeit Verfestigungsneigung	Bodengefüge

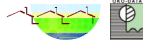


Tabelle 15: Klassifizierung bodenartabhängiger Bodeneigenschaften bezüglich des Einflusses auf das Ertragspotenzial (BMVBS 2013)

Bodenarten		Bodenwasserhaushalt										Relatives Ertragspotenzial $EP_{(geo)}$
Nach bodenkundlicher Kartieranleitung 5. Auflage, S. 144ff und Vergleich Text	Entstehung				Nährstoffhaushalt			Bodengefüge				
		Porenanteil <0,2 µm mit Totwasser (pF>4,2) / Staunässebildung	Austrocknungsgefährdung	Grund- o. Stauwassereinfluss	Nutzbare Feldkapazität (Porenanteil 0,2-50 µm mit pflanzenverfügbarem Haftwasser pF4,2-1,8)	Humusspiegel in Abhängigkeit von der Bodenart	Kationenaustauschkapazität	Gründigkeit	Durchwurzelbarkeit (Porenanteil >50 µm mit Luft, pF<1,8)	Verfestigung im B-Horizont		
Ss	D	5	1	1	1	1	1	3	5	1	2,00	
	Al	5	1	4	1	1	1	4	5	1	2,36	
	K	5	1	1	1	1	1	2	5	1	1,89	
	V	5	1	1	1	1	1	2	5	1	1,89	
Su2, SI2, SI3, St2	D	4	2	1	3	1	2	3	5	1	2,50	
	Al	4	2	5	3	1	2	4	5	1	2,94	
	K	4	2	4	3	1	2	3	5	1	2,75	
	V	4	2	3	3	1	2	2	5	1	2,56	
Su3, Su4	D	3	3	2	4	2	2	3	5	2	3,00	
	Lö	3	3	2	4	2	2	5	5	2	3,22	
	Al,K	3	3	5	4	2	2	4	5	2	3,36	
	V	3	3	3	4	2	2	2	5	2	2,97	
	Vg	3	3	1	4	2	2	1	5	2	2,69	
	Slu, SI4, St3	D	3	4	2	5	2	3	3	4	3	3,39
		Lö	3	4	2	5	2	3	5	4	3	3,61
		Al,K	3	4	5	5	2	3	5	4	3	3,86
V		3	4	3	5	2	3	2	4	3	3,36	
	Vg	3	4	1	5	2	3	1	4	3	3,08	
	Ls2-4, Lt2, Lts, Ts4, Ts3	D	3	4	3	5	3	4	3	3	4	3,69
		Lö	3	4	2	5	3	4	5	3	4	3,83
		Al	3	4	5	5	3	4	5	3	4	4,08
K		3	4	4	5	3	4	3	3	4	3,78	
	V	3	4	3	5	3	4	2	3	4	3,58	
	Vg	3	4	1	5	3	4	1	3	4	3,31	
	Uu, Us, Ut2-4, Uls, Lu	D	2	3	3	4	4	3	3	2	5	3,33
		Al	2	5	5	4	4	4	5	2	5	4,00
Lö		2	3	2	4	4	4	5	2	5	3,58	
K		2	3	4	4	4	3	4	2	5	3,53	
	V	2	3	3	4	4	3	2	2	5	3,22	
	Vg	2	3	1	4	4	3	1	2	5	2,94	
	Lt3, Tu2-4, Ts2, Tl, Tt	D	1	1	2	3	5	5	3	1	5	3,03
		Al	1	1	5	3	5	5	4	1	5	3,39
Lö		1	1	2	3	5	5	5	2	5	3,36	
K		1	1	4	3	5	5	1	1	5	2,97	
	V	1	1	3	3	5	5	2	1	5	3,00	
	Vg	1	1	2	3	5	5	1	1	5	2,81	
	Hh		1	1	1	1	5	1	1	1	1,44	
	Hn		1	1	1	2	5	3	4	3	1	2,42

Erläuterung:

1 = sehr ungünstig, 2 = ungünstig, 3 = mäßig günstig, 4 = günstig, 5 = sehr günstig

D = diluviale Böden des wellig-hügelligen Flachlandes und der Hügelländer

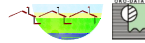
Lö = Böden der Lößgebiete

Al = alluviale Böden der breiten Flusstäler, einschließlich Terrassenflächen und Niederungen

K = Böden der Küstenregionen

V = Verwitterungsböden aus Festgesteinen und deren Umlagerungsdecken der Berg- und Hügelländer sowie der Mittelgebirge

Vg = gesteinsreiche Verwitterungsböden des Hochgebirges



Entsprechend der Zuordnung zu dem BÜK 1000-Bodenprofil (Tabelle 3) ergeben sich die EP_{geo} Werte, siehe Tabelle 19.

5.5.3 Ermittlung der durchwurzelten Bodentiefe in Abhängigkeit von vegetations- und bodenspezifischen Durchwurzelungspotenzialen

Anhand der Ziel-Pflanzengesellschaft (vgl. Kap. 3.1) konnte die vegetationsspezifische Durchwurzelungstiefe der dominanten und charakteristischen Arten abgeschätzt werden. Die von Pflanzen durchwurzelte Tiefe hängt aber auch von der durchwurzelbaren Tiefe des Bodens ab. Geht man zunächst von der potenziellen Länge der Hauptwurzeltracht (= 80% der Gesamtwurzelmasse) der charakteristischen Hauptbaumart bzw. der charakteristischen dominanten Art der Krautschicht aus, kann man folgende potenzielle Durchwurzelungstiefen für die Hauptbestände angeben (Tabelle 16). Diese potenziellen Wurzellängen werden bei den meisten Vegetationstypen (außer bei den Pionierbaumarten Bergkiefer, Espe und Birke) eingeschränkt durch den oberen Rand nicht durchwurzelbarer Horizonte wie z.B. Fels, bei nässemeidenden Baumarten durch den oberen Rand des sauerstofffreien (reduzierten) Grundwasser- bzw. Stauwasserhorizontes (Gr/Sr-Horizonte) oder bei allen Vegetationstypen durch den oberen Rand des durch Reduktgase geprägten Horizontes (Y-Horizonte). Das bedeutet, die vegetationstypische potenzielle Wurzellänge wird durch das standortspezifische Bodenprofil in den Fällen abgeschnitten, bei denen die potenzielle Wurzellänge größer ist als die obere Tiefe des obersten nicht durchwurzelbaren Horizontes (= physiologische Gründigkeit).

Tabelle 16: Länge der Hauptwurzeltracht nach Köstler et al. (1968)

Vegetationstyp/ Hauptbaumart	Potenzielle Hauptwurzellänge [cm]
Natürliches Grünland	40
Heiden und Moorheiden	20
Sümpfe	110
Torfmoore	90
Wiesen und Weiden	60
Gemeine Kiefer	180
Fichte	80
Rotbuche	80
Erle, Esche	80
Eiche (alle Arten)	180
Lärche, Douglasie	100
Ahorn (alle Arten)	80
Pappeln, Espe	120
Bergkiefer	180
Schwarzkiefer	180
Birke	100
Linde (alle Arten), Hainbuche, Robinie	100
Weiden u. Ulmen (alle Arten)	60

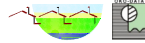
Die obere Tiefe der anstehenden schneidenden Horizonte wurde der Profilbeschreibung zu den Referenz-Bodenformen der BÜK1000N entnommen (vgl. Kap. 3.2). Die Mittelwertbildung der bodenspezifischen relativen Ertragspotenziale EP_{geo} der einzelnen Horizonte erfolgt dann tiefenstufengewichtet bis zur realen Durchwurzelungstiefe.

Anschließend wird das Ergebnis noch in Abhängigkeit von Klimaparametern korrigiert, wie im nachfolgenden Kapitel beschrieben wird.

5.5.4 Ermittlung der klimaspezifischen Ertragspotenziale

Neben den bodenspezifischen Parametern ist eine Einbeziehung klimatischer Bedingungen ebenfalls geboten.

Ein klimaökologisch hochsignifikanter Einflussfaktor ist vor allem die Länge der Vegetationszeit. Je länger die Vegetationszeitdauer im Jahr (Anzahl der Tage im Jahr mit einer durchschnittlichen Lufttemperatur von $\geq 10^\circ\text{C}$), desto größer die Nettoprimärproduktion. Gute bis sehr gute Zuwachseleistungen werden durch Vegetationszeiten von 100 Tagen (mittlere montane Lagen) bis 200 Tagen (planare Tieflandlagen) gefördert, während im hochmontanen und alpinen Raum (60-100 Tage) die Nettoprimärproduktion deutlich unter das bodenspezifische Ertragspotenzial sinkt.



Deshalb wird das bodenspezifische Ertragspotenzial mit der Vegetationszeitdauer wie folgt in Beziehung gesetzt:

$$EP_{Klima-korr} = EP_{geo} \cdot \left(1 + \frac{VZ-165}{200-100}\right)$$

wobei:

$EP_{(Klima-korr)}$ = klimakorrigiertes Ertragspotenzial
 EP_{geo} = bodenspezifisches Ertragspotenzial (zwischen 1...5)
 VZ = Vegetationszeitdauer (Anzahl der Tage im Jahr mit einer durchschnittlichen Lufttemperatur von $\geq 10^\circ\text{C}$).

Die Vegetationszeitlänge kann über die empirische Funktion

$VZ = 15,843 \cdot T + 23,727$ mit $T = \text{Jahresdurchschnittstemperatur}$ (s. Kap. 3.2.2) ermittelt werden.

5.5.5 Berechnung des Biomasse-Ertrages

Der Bereich, der sich zwischen Minimum und Maximum der pflanzenphysiologisch möglichen Erträge laut Ertragstafeln (vgl. Tabelle 12) ergibt, wird nun entsprechend dem relativen boden- und klimaspezifischen Ertragspotenzial $EP_{(Klima-korr)}$ interpoliert.

Der Ertrag ergibt sich somit unter Berücksichtigung der vegetationsspezifischen Ertragsspannen und des standortspezifischen relativen Ertragspotenzials wie folgt:

$$E = E_{\min(Phyto)} + (((E_{\max(Phyto)} - E_{\min(Phyto)})/4) \cdot (EP_{(Klima-korr)} - 1))$$

5.5.6 Stickstoffgehalte in der Biomasse

Die Durchschnittsgehalte an Nährelementen in Derbholz und Rinde zeigt Tabelle 17.

Tabelle 17: Netto-Stoffgehalte der Hauptbaumarten in der Trockensubstanz (TS) von Derbholz mit Rinde (Jacobsen et al. 2002, De Vries et al. 1990). Der Auszug stammt aus einer größeren Tabelle in der auch andere Stoffgehalte genannt werden. Die Einheit $\text{eq t}^{-1} \text{TS}$ wird zum besseren Verständnis hier ebenfalls umgerechnet (in $\text{kg t}^{-1} \text{TS}$) dargestellt.

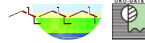
Art	N	
	$\text{eq t}^{-1} \text{TS}$	$\text{kg t}^{-1} \text{TS}$
Kiefer	77,82	1,09
Fichte	87,1	1,22
Rotbuche, Hainbuche	110	1,54
Eichen	149,9	2,10
Erle	99,95	1,40
Birke	121,4	1,70
Bergkiefer	82,1	1,15
Weide	99,95	1,40
Sonst. Laubbaumarten	99,95	1,40

N_u für extensiv genutzte bzw. gepflegte Offenlandbiotope ergeben sich aus der Zuwachsrates oberirdischer Grünmasse im Jahr [$\text{t TS ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] multipliziert mit den Stoffgehalten (Tabelle 18).

Tabelle 18: Netto-Stoffgehalte in der Trockensubstanz (TS) der oberirdischen Biomasse der waldfreien naturnahen Ökosysteme (5er Perzentil)

Vegetationstyp des Offenlandes	N	
	$\text{eq t}^{-1} \text{TS}$	$\text{kg t}^{-1} \text{TS}$
Magerrasen	884	12,38
Heiden	506	7,08
Kalktrockenrasen	704	9,86
Nass- und Feuchtwiesen	585	8,19
Flutrasen und Auenwiesen, Salzrasen	1615	22,61
Frischwiesen/ Frischweiden	983	13,76

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



5.5.7 Stickstoff-Aufnahme in die Biomasse der Beurteilungspunkte

Sind einzelfallbezogene Biomasseertragsdaten verfügbar, dann wird in die Critical-Loads-Berechnung der jeweilige einzelfallkonkrete Entzug eingestellt. Für dieses Projekt standen keine konkreten einzelfallbezogenen Ertrags- oder Gehaltsdaten zur Verfügung.

N_u für genutzte bzw. durch Biomasseentzug gepflegte Biotop ergeben sich somit in diesem Projekt aus dem geschätzten Biomasseentzug durch den Jahreszuwachs, multipliziert mit den Durchschnittsgehalten an Elementen.

$$N_u = E \cdot N_{\text{Gehalt}}$$

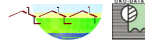
wenn $N_u > N_{\text{dep}}$, dann $N_{u(\text{korr})} = N_{\text{dep}}$, ansonsten $N_{u(\text{korr})} = E N_{\text{Gehalt}}$

Für die Beurteilungspunkte im UG ergeben sich demzufolge Entzugsraten in Abhängigkeit von Bodenform und Vegetationszeitlänge (vgl. Kap. 3.2) sowie von der Ziel-Vegetation (vgl. Kap. 3.1) wie folgt (Tabelle 19).

Tabelle 19: Entzugsraten $N_{u(\text{korr})}$ in Abhängigkeit von Bodenform, Vegetationszeitlänge und Hauptbaumart

BP	Vegetation/ Hauptbaumart	EP _{geo} ^{*)}	E	N _{u(korr)}
			t TS ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹
1	Kein Entzug	--	0,00	0,00
2	Kein Entzug	--	0,00	0,00
3	Kein Entzug	--	0,00	0,00
4	Kein Entzug	--	0,00	0,00
6	Kein Entzug	--	0,00	0,00
7	Kein Entzug	--	0,00	0,00
8	Kein Entzug	--	0,00	0,00
9	Kein Entzug	--	0,00	0,00
10	Kalktrockenrasen	1,56	0,94	9,22
11	Kalktrockenrasen	1,56	0,94	9,22
12	Kalktrockenrasen	1,56	0,94	9,22
13	Kein Entzug	--	0,00	0,00
14	Kein Entzug	--	0,00	0,00
15	Kein Entzug	--	0,00	0,00
16	Kein Entzug	--	0,00	0,00
17	Kein Entzug	--	0,00	0,00
18	Kein Entzug	--	0,00	0,00
19	Kein Entzug	--	0,00	0,00
20	Kein Entzug	--	0,00	0,00
21	Kein Entzug	--	0,00	0,00
22	Kein Entzug	--	0,00	0,00
23	Kein Entzug	--	0,00	0,00
24	Kein Entzug	--	0,00	0,00
25	Kalktrockenrasen	1,56	0,94	9,22
26	Kein Entzug	--	0,00	0,00
27	Kalktrockenrasen	1,56	0,94	9,22
28	Kein Entzug	--	0,00	0,00
29	Kein Entzug	--	0,00	0,00
30	Kein Entzug	--	0,00	0,00
31	Kein Entzug	--	0,00	0,00
32	Kalktrockenrasen	1,56	0,94	9,22
33	Kalktrockenrasen	1,56	0,94	9,22
34	Kalktrockenrasen	1,56	0,94	9,22
35	Kein Entzug	--	0,00	0,00
36	Kein Entzug	--	0,00	0,00
37	Kein Entzug	--	0,00	0,00
39	Sandbirke	2,00	2,35	4,00
40	Sandbirke	2,00	2,35	4,00
41	Sandbirke	2,00	2,35	4,00
42	Sandbirke	2,00	2,35	4,00

^{*)}: Wird dem Biotoptyp kein Stickstoff durch Biomasseernte oder langlebige Biomasse entzogen (Kein Entzug), erübrigt sich die Angabe von EP_{geo} da im weiteren Verlauf der Ertrag (E), unabhängig von EP_{geo}, auf 0 gesetzt wird.



5.6 Austrag mit der Laubstreu (N_{leaf})

Aus linearen bzw. sehr kleinflächigen Biotopen wird die Laubstreu (nahezu) vollständig mit dem Wind aus dem Biotop verdriftet. Die Mineralisierung der Laubstreu findet außerhalb des Biotops statt und der in der Laubstreu vorhandene Stickstoff geht dem Biotop verloren. Im vorliegenden Fall ist davon auszugehen, dass für den (Vor-)Wald auf, bzw. entlang der stillgelegten Gleisanlage (BP 39 - 42) ein Austrag mit der Laubstreu stattfindet. Da die Biotope allerdings auch eine gewisse Breite haben, wird davon ausgegangen, dass nicht die gesamte Laubstreu mit dem Wind verdriftet wird. Es wird pauschal von einem Faktor von 50 % ausgegangen, auch wenn dies den Austrag an den schmaleren Stellen der Biotope mit Sicherheit unterschätzt. Für alle anderen BP findet kein Austrag mit der Laubstreu statt.

Entsprechend wurde in den Tabellen zur Laubstreu von Bray und Gorham (1964) die Werte für temperierte Laubwälder nachgeschlagen. Die nächstgelegenen Daten zur Laubstreu kommen dabei aus den Niederlanden und mit einem Durchschnittswert von $2,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Trockenmasse). Daten aus Deutschland wurden nicht verwendet, da hier nicht zwischen Laub und Zweigen unterschieden wurde. Da „Zweigstreu“ gar nicht berücksichtigt wird, handelt es sich bei den berechneten Werten um konservative Schätzungen, die den Gesamtaustrag an Biomasse aus dem System sicherlich unterschätzen, dies entspricht dem worst-case-Ansatz der CL-Berechnung.

Um den Stickstoffgehalt der Laubstreu abzuschätzen, wurde auf eine empirisch ermittelte Formel nach der Untersuchung von Liu et al. (2006) zurückgegriffen, wonach der Stickstoffgehalt von der Jahresdurchschnittstemperatur ($10,3 \text{ °C}$) und dem Niederschlag ($573 \text{ bzw. } 571 \text{ mm a}^{-1} \triangleq 5,73 \text{ bzw. } 5,71 \text{ dm a}^{-1}$) abhängt.

$$\ln([N]_{\text{leaf}}) = -0,756 + 0,022 * T + 0,023 * P$$

Mit

$[N]_{\text{leaf}}$: Stickstoffgehalt der Laubstreu [%]
 T: Jahresdurchschnittstemperatur [$^{\circ}\text{C}$]
 P: Jahresniederschlagssumme [dm a^{-1}]

Durch Umstellen der Formel ergibt sich für den Standort ein Stickstoffgehalt in der Laubstreu von ca. 0,672 %. Für alle Beurteilungspunkte (Unterschiede treten bei weiteren Nachkommastellen auf). Die Multiplikation mit der Laubstreu Masse und dem Faktor von 50 % ergibt N_{leaf} für die Beurteilungspunkte, siehe Tabelle 20.

Tabelle 20: Ergebnisse der N_{leaf} Berechnung für die linearen Wald-Biotope (BP 39 – 42).

BP	N_{leaf} $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
39	8,74
40	8,73
41	8,73
42	8,73

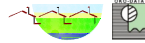
6. Ergebnisse der Critical-Loads-Berechnung

Um aus den einzelnen Termen die Critical Loads zu ermitteln, wird die Formeln aus dem Kapitel 4.2 angewandt.

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse der Critical-Loads-Berechnung für den eutrophierenden Stickstoffeintrag (Tabelle 21).

Tabelle 21: Ergebnisse der Critical-Loads-Berechnungen für den eutrophierenden Stickstoffeintrag (CL_{nutN})

BP	N_{le}	N_{de}	N_{i}	N_{u}	N_{leaf}	CL_{nutN}
	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$					
1	2,46	9,83	0,72	0,00	--	13,01
2	2,46	9,83	0,72	0,00	--	13,01
3	2,46	9,83	0,72	0,00	--	13,01
4	4,47	17,88	0,59	0,00	--	22,94
6	4,47	17,88	0,59	0,00	--	22,94
7	4,47	17,88	0,59	0,00	--	22,94



BP	N _{le}	N _{de}	N _i	N _u	N _{leaf}	CL _{nutN}
	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹					
8	4,47	17,88	0,59	0,00	--	22,94
9	4,47	17,88	0,59	0,00	--	22,94
10	4,07	0,45	0,59	9,22	--	14,33
11	4,07	0,45	1,31	9,22	--	15,05
12	4,07	0,45	0,59	9,22	--	14,33
13	4,77	19,07	0,59	0,00	--	24,43
14	4,47	17,88	0,59	0,00	--	22,94
15	4,77	19,07	0,59	0,00	--	24,43
16	4,47	17,88	0,59	0,00	--	22,94
17	4,77	19,07	0,59	0,00	--	24,43
18	4,77	19,07	0,59	0,00	--	24,43
19	5,67	22,69	0,59	0,00	--	28,96
20	5,67	22,69	0,59	0,00	--	28,96
21	5,67	22,69	0,59	0,00	--	28,96
22	5,67	22,69	0,59	0,00	--	28,96
23	4,47	17,88	0,59	0,00	--	22,94
24	4,47	17,88	0,59	0,00	--	22,94
25	4,05	0,45	0,59	9,22	--	14,32
26	4,77	19,07	0,59	0,00	--	24,43
27	4,47	0,50	0,59	9,22	--	14,78
28	4,47	17,88	0,59	0,00	--	22,94
29	4,77	19,07	0,59	0,00	--	24,43
30	4,47	17,88	0,59	0,00	--	22,94
31	4,77	19,07	0,59	0,00	--	24,43
32	4,45	0,49	0,59	9,22	--	14,76
33	4,45	0,49	0,59	9,22	--	14,76
34	4,47	0,50	0,59	9,22	--	14,78
35	4,47	17,88	0,59	0,00	--	22,94
36	4,47	17,88	0,59	0,00	--	22,94
37	4,47	17,88	0,59	0,00	--	22,94
39	3,03	0,34	0,59	4,00	8,74	16,69
40	3,02	0,34	0,59	4,00	8,73	16,68
41	3,02	0,34	0,59	4,00	8,73	16,68
42	3,02	0,34	0,59	4,00	8,73	16,68

6.1 Einordnung der Ergebnisse

Empirische und modellierte Critical Loads stellen grundsätzlich keine konkurrierenden Modelle dar. Im Stickstoffleitfaden Straße (FGSV, 2019²) heißt es zum Verhältnis von empirischen und standorttypisch modellierten Critical Loads:

„Die Spannen der modellierten CL für FFH-LRT (Tab. 3 in Abschnitt 2.3) sind insgesamt größer als die Spannen der jeweiligen empirischen CL. Niedrigere [modellierte] CL ergeben sich unter anderem durch die für Deutschland belegte Auswahl der empfindlichsten Pflanzen (z.B. Bodenflechten; vgl. Anhang I-7). Höhere [modellierte] CL ergeben sich beispielsweise durch höhere Niederschläge, Entzugs- und Denitrifikationsraten (klimaabhängig), als sie für die empirischen Critical Loads im europäischen Maßstab angesetzt wurden.“

[Einfügungen durch Autor des vorliegenden Gutachtens.]

Es ist also in FGSV (2019) keinesfalls ausgeschlossen, dass sich höhere, also über dem oberen Spannenwert der CL_{empN} bzw. Experteneinschätzungen liegende modellierte CL ergeben.

Wie eingangs erwähnt, liegen für die Gewässerbiotope keine belastbaren empirischen CL nach Bobbink et al. (2022) vor. Ein Vergleich kann aber zu den CL-Spannen der Brandenburger Liste (MLUK 2020) gezogen werden. Der Vergleich wird in Tabelle 22 dargestellt.

² Forschungsgesellschaft für Straßen und Verkehr: Hinweise zur Prüfung von Stickstoffeinträgen in der FFH-Verträglichkeitsprüfung für Straßen (H PSE) - Stickstoffleitfaden Straße. Ausgabe 2019. FGSV-Verlag Köln. 75 S.

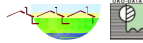


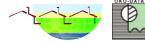
Tabelle 22: Darstellung der im Gutachten ermittelten standortspezifischen CL im Vergleich zu den empirischen CL (Bobbink et al. 2022) und der Liste der stickstoffempfindlichen Biotop (MLUK 2020)

BP	Biotopcode	CL _{nutN}	CL _{emp}	CL _{MLUK}
		kg N ha ⁻¹ a ⁻¹		
1	01201	13,01	--	10 - 20?
2	01201	13,01	--	10 - 20?
3	01201	13,01	--	10 - 20?
4	02151	22,94	--	10 - 20?
6	02131	22,94	--	10 - 20?
7	02122	22,94	--	10 - 20?
8	02122	22,94	--	10 - 20?
9	02122	22,94	--	10 - 20?
10	0512121	14,33	10 - 20	11 - 21
11	0512110	15,05	10 - 20	(5 - 24)
12	0512121	14,33	10 - 20	11 - 21
13	02211221	24,43	--	20 - 30?
14	02211	22,94	--	20 - 30?
15	02211221	24,43	--	20 - 30?
16	02211	22,94	--	20 - 30?
17	02211221	24,43	--	20 - 30?
18	02211221	24,43	--	20 - 30?
19	0211422	28,96	--	20 - 30?
20	0211422	28,96	--	20 - 30?
21	0211422	28,96	--	20 - 30?
22	0211422	28,96	--	20 - 30?
23	02152	22,94	--	10 - 20?
24	02152	22,94	--	10 - 20?
25	0512121	14,32	10 - 20	11 - 21
26	022112	24,43	--	20 - 30?
27	0512150	14,78	10 - 20	11 - 21
28	02152	22,94	--	10 - 20?
29	02211221	24,43	--	20 - 30?
30	02152	22,94	--	10 - 20?
31	02211221	24,43	--	20 - 30?
32	0512121	14,76	10 - 20	11 - 21
33	0512122	14,76	10 - 20	11 - 21
34	0512121	14,78	10 - 20	11 - 21
35	0211421	22,94	--	20 - 30?
36	0211422	22,94	--	20 - 30?
37	022111	22,94	--	20 - 30?
39	08281	16,69	10 - 15	15 - 24
40	082816	16,68	10 - 15	15 - 24
41	08281	16,68	10 - 15	15 - 24
42	08281	16,68	10 - 15	15 - 24

Die im Gutachten ermittelten CL liegen in den meisten Fällen innerhalb der Spanne der empirischen CL (Bobbink et al. 2022) und/oder der CL der Liste der stickstoffempfindlichen Biotop Brandenburg (MLUK 2020). Dies ist nicht der Fall für die Teiche (02151 und 02152) und temporären bzw. perennierenden Kleingewässer (02131 und 02122).

In der Liste zeigt das Fragezeichen für die Gewässerbiotop allerdings eine bestehende Unsicherheit bezüglich der CL Spanne an. Die hier ermittelten CL liegen nur wenig ($< 3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) über der Spanne. Zudem gibt es den Hinweis sowohl in der Liste (MLUK 2020) als auch im FGSV-Leitfaden (2019), dass Gewässer i. d. R. phosphatlimitiert und deshalb im Regelfall nicht stickstoffsensitiv sind. Zusammengenommen ist davon auszugehen, dass der ermittelte CL als zuverlässig einzuschätzen ist und die Empfindlichkeit der Gewässer korrekt abbildet.

Für die Vorwälder zeigt sich eine große Diskrepanz zwischen den empirischen CL (Bobbink et al. 2022) und der Liste (MLUK 2020). Dabei stellen die empirischen CL zwar die neuere Datenquelle dar, allerdings werden für diese Spanne alle Laubwälder zusammengenommen, ohne auf spezifische Unterschiede einzugehen. Zudem wurden Vorwälder mit ihrem Status zwischen Offenlandbiotop und Wald nicht explizit betrachtet. Die im Gutachten ermittelten Werte liegen zudem nur leicht über den empirischen Werten ($< 2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und dies wird im Verlauf des Gutachtens mit den spezifischen Standortbedingungen



begründet. Daher wird auch der CL für die Vorwaldbiotope als zuverlässig eingeschätzt sodass davon auszugehen ist, dass er die Empfindlichkeit der Biotope korrekt darstellt (im Rahmen der Möglichkeiten).

6.2 Hintergrund-Depositionen im Untersuchungsgebiet

Die Depositionen sind den Rasterdatensätzen des PINETI 4-Projektes entnommen worden, die im Auftrag des Umweltbundesamtes von Kranenburg et al. (2024) ermittelt bzw. modelliert wurden.

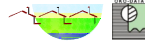
Die Hintergrunddepositionen wurden an den Beurteilungspunkten für die Biotopflächen im Wirkraum im Mittel der Jahre 2017 - 2019 ausgelesen (Tabelle 23). Die Hintergrundbelastung wurde dabei punktgenau an den BP ausgelesen (Aufpunkt der höchsten Gesamtzusatzbelastung). Es wurden die folgenden Kategorien des UBA Datensatzes verwendet: dec = Laubwald, grs = Grasflächen und wai = Binnengewässer. Für die Röhrichte wurde den Hinweisen des UBA (UBA 2019) folgend eine Mischkategorie gebildet, die sich aufgrund des recht hohen LAI (Leaf-Area-Index) von Röhrichten aus dem Mittelwert zwischen Wald (dec) und Wasser (wai) zusammensetzt.

Tabelle 23: Hintergrunddepositionen im Mittel der Jahre 2017 - 2019 (Kranenburg et al. 2024)

BP	Kategorie	N
		kg ha ⁻¹ a ⁻¹
1	wai	10,7
2	wai	10,7
3	wai	10,7
4	wai	10,7
6	wai	10,7
7	wai	10,7
8	wai	10,7
9	wai	10,7
10	grs	12,1
11	grs	12,1
12	grs	12,1
13	1/2 wai + 1/2 dec	13,6
14	1/2 wai + 1/2 dec	13,6
15	1/2 wai + 1/2 dec	13,6
16	1/2 wai + 1/2 dec	13,6
17	1/2 wai + 1/2 dec	13,6
18	1/2 wai + 1/2 dec	13,6
19	wai	10,8
20	wai	10,8
21	wai	10,8
22	wai	10,9
23	wai	10,9
24	wai	10,9
25	grs	12,2
26	1/2 wai + 1/2 dec	13,6
27	grs	12,2
28	wai	10,9
29	1/2 wai + 1/2 dec	13,6
30	wai	10,9
31	grs	12,2
32	grs	12,2
33	grs	12,3
34	grs	12,3
35	wai	11,0
36	wai	11,0
37	1/2 wai + 1/2 dec	13,8
39	dec	16,0
40	dec	16,2
41	dec	16,4
42	dec	16,4

6.3 Vorhabenbedingte Depositionen

Die Werte der vorhabenbedingten Gesamtzusatzdeposition durch die Altholz-Biomasse-KWK-Anlage im Planzustand in die Ökosysteme/gesetzlich geschützten Biotope ergeben sich aus den für das Vorhaben



mittels Ausbreitungsrechnung (IBP 2024) ermittelten N-Depositionsergebnissen (siehe Tabelle 24, Anhang 2 und Anhang 3).

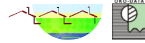
Tabelle 24: Vorhabenbedingte Gesamtzusatzdeposition der geplanten Anlage an den Beurteilungspunkten (BP).

BP	N _{Zusatz}
	kg ha ⁻¹ a ⁻¹
1	0,66
2	0,66
3	0,94
4	0,90
6	1,27
7	1,51
8	1,44
9	1,50
10	0,81
11	0,78
12	0,53
13	0,75
14	0,72
15	0,57
16	0,66
17	0,71
18	0,59
19	0,69
20	0,48
21	0,59
22	0,55
23	0,58
24	0,58
25	0,59
26	0,54
27	0,53
28	0,51
29	0,49
30	0,51
31	0,50
32	0,49
33	0,46
34	0,43
35	0,46
36	0,43
37	0,43
39	0,37
40	0,38
41	0,50
42	0,50

6.4 Korrektur des Hintergrunddatensatzes des UBA

In den Erläuterungen zum Hintergrunddatensatz (UBA 2019, Bezug zum Hintergrunddatensatz der Jahre 2013 - 2015) wird beschrieben, unter welchen Umständen eine räumliche oder zeitliche Korrektur der Hintergrundbelastung vorgenommen werden soll. Eine **räumliche Korrektur** soll demnach dann erfolgen, wenn andere Projekte bzw. Anlagen im Nahbereich der zu betrachtenden Biotope vorkommen. Da der Hintergrunddatensatz eine räumliche Unschärfe aufweist [damals Modellgitter 7 km * 8 km, inzwischen (Kraneburg 2024) 2 km * 2 km] werden die Depositionen im Nahbereich von Punktquellen nicht akkurat abgebildet. Es wird deshalb empfohlen, Vorbelastungen von $\geq 1,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zum Hintergrunddatensatz hinzuzurechnen (vgl. auch FGSV, 2019).

Die **zeitliche Korrektur** der Hintergrundbelastung wird dann erforderlich, wenn seit den Bezugsjahren des Hintergrunddatensatzes neue Projekte/Anlagen genehmigt wurden. Da diese noch nicht im Hintergrunddatensatz enthalten sind, sind die aus den Projekten resultierenden Depositionen ebenfalls zur Hintergrundbelastung hinzuzurechnen.



Laut einer fachgutachterlichen Stellungnahme (IBP 2026) befinden sich keine Vorbelastungen im Umfeld der Biotop, für die eine Korrektur der Hintergrundbelastung notwendig wird. Es ist davon auszugehen, dass die Hintergrundbelastung des UBA-Datensatzes (Kranenburg et al. 2024) die Belastung für die Biotop ausreichend genau abbildet.

7. Beurteilung der Erheblichkeit vorhabenbedingter Stickstoffeinträge

Die Beurteilung der Erheblichkeit von Stickstoffeinträgen in Biotopen erfolgt nach 3 Kriterien (Tabelle 25). Wird eines dieser Kriterien eingehalten, ist der vorhabenbedingte Eintrag unerheblich (Balla et al. 2014).

Abschneidekriterium

Beträgt die vorhabenbedingte Deposition am Beurteilungspunkt nicht mehr als $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, ist diese Zusatzbelastung bzw. Gesamtzusatzbelastung nicht relevant (vgl. LAI/LANA 2019, FGSV 2019, Anhang 8 TA Luft). Die Abschneidewerte spiegeln auch nach Ansicht des Bundesverwaltungsgerichtes „die besten wissenschaftlichen Erkenntnisse zur Ermittlung der Belastung durch Stickstoffeinträge in geschützte Lebensräume wider“ (Urteile vom 23.04.2014 - BVerwG 9 A 25.12, vom 27.11.2018 - BVerwG 9 A 8.17 Rn. 79, vom 15.05.2019 - BVerwG 7 C 27.17- juris-Rn 32).

Beurteilungswert

Wird durch die Gesamtbelastung aus Hintergrunddeposition + ggf. erforderliche vorhabennahe Vorbelastung (zur Korrektur der Hintergrundbelastung) + vorhabenbedingte Zusatzdeposition bzw. Gesamtzusatzdeposition der ermittelte Critical Load/Beurteilungswert nicht überschritten, besteht keine Beeinträchtigung für das betrachtete Ökosystem bzw. Biotop.

Bagatellschwelle

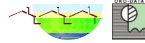
Per Definition bezeichnet der Critical Load die Menge an Fremdstoffeintrag in ein Ökosystem, bei deren Einhaltung bzw. Unterschreitung ein Schaden im Ökosystem mit Sicherheit ausgeschlossen werden kann („Null-Effekt-Grenze“). Bei seiner Überschreitung steigt das Risiko eines Schadens mehr oder weniger langsam an. Ab welcher Überschreitungsrates tatsächlich mit einem Schadenseintritt oder gar mit einem erheblichen Schaden zu rechnen ist, ist derzeit nicht vorhersagbar. Zwischen Critical Load bzw. Beurteilungswert und Erheblichkeitseintritt besteht ein mehr oder weniger großer Pufferbereich. Wird eine Bagatellschwelle von 3 % des Critical Load/Beurteilungswertes durch die kumulierte Zusatzbelastung nicht überschritten, ist von einer Unerheblichkeit der Zusatzdeposition auszugehen. Auch diese Bagatellschwelle wurde bereits mehrfach vom Bundesverwaltungsgericht als fachlich nicht zu beanstanden bestätigt (Urteil vom 23.04.2014 - BVerwG 9 A 25.12 - BVerwGE 149, 289 Rn. 34 ff., Urteil vom 15.05.2019 - BVerwG 7 C 27.17- juris-Rn 32ff).

Ergebnis der standortspezifischen Prüfung an den Beurteilungspunkten

Wird mindestens eines der 3 Kriterien eingehalten, ist eine erhebliche Beeinträchtigung der beurteilungsrelevanten Fläche ausgeschlossen.

Tabelle 25: Prüfung der Erheblichkeit von eutrophierenden N-Einträgen an den Beurteilungspunkten

BP	CL _{nutN}	Zusatzdeposition	Gesamtdeposition	Differenz (GD – CL)	Anteil der Zusatzdeposition am
					CL
			kg N ha⁻¹ a⁻¹		%
1	13,01	0,66	11,3	-1,7	5
2	13,01	0,66	11,3	-1,7	5
3	13,01	0,94	11,6	-1,4	7
4	22,94	0,90	11,5	-11,4	4
6	22,94	1,27	11,9	-11,0	6
7	22,94	1,51	12,2	-10,8	7
8	22,94	1,44	12,1	-10,9	6
9	22,94	1,50	12,2	-10,8	7
10	14,33	0,81	12,9	-1,4	6
11	15,05	0,78	12,9	-2,1	5
12	14,33	0,53	12,7	-1,7	4
13	24,43	0,75	14,3	-10,1	3
14	22,94	0,72	14,3	-8,7	3
15	24,43	0,57	14,1	-10,3	2
16	22,94	0,66	14,2	-8,7	3
17	24,43	0,71	14,3	-10,2	3



BP	CL _{nut} N	Zusatzdeposition	Gesamtdeposition	Differenz (GD – CL)	Anteil der Zusatzdeposition am CL
			kg N ha ⁻¹ a ⁻¹		%
18	24,43	0,59	14,2	-10,3	2
19	28,96	0,69	11,5	-17,5	2
20	28,96	0,48	11,3	-17,7	2
21	28,96	0,59	11,4	-17,6	2
22	28,96	0,55	11,4	-17,6	2
23	22,94	0,58	11,4	-11,5	3
24	22,94	0,58	11,4	-11,5	3
25	14,32	0,59	12,8	-1,5	4
26	24,43	0,54	14,1	-10,3	2
27	14,78	0,53	12,7	-2,0	4
28	22,94	0,51	11,4	-11,6	2
29	24,43	0,49	14,1	-10,3	2
30	22,94	0,51	11,4	-11,6	2
31	24,43	0,50	12,7	-11,7	2
32	14,76	0,49	12,7	-2,1	3
33	14,76	0,46	12,8	-2,0	3
34	14,78	0,43	12,7	-2,1	3
35	22,94	0,46	11,4	-11,5	2
36	22,94	0,43	11,4	-11,6	2
37	22,94	0,43	14,2	-8,8	2
39	16,69	0,37	16,3	-0,4	2
40	16,68	0,38	16,6	-0,1	2
41	16,68	0,50	16,9	0,2	3
42	16,68	0,50	16,9	0,2	3

Mit Ausnahme der beiden letzten Beurteilungspunkte wird der CL für Eutrophierung an allen Beurteilungspunkten eingehalten. An den Beurteilungspunkten 41 und 42 wird die Bagatellschwelle eingehalten.

Insgesamt ist daher nicht mit erheblichen Beeinträchtigungen der Biotope zu rechnen.

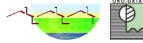
8. Zusammenfassung und Fazit

Die BEW Berliner Energie und Wärme GmbH plant am Standort des HKW Reuter West die Errichtung einer Altholz-Biomasse-Kraft-Wärme-Kopplungsanlage.

Laut den Ergebnissen der Immissionsprognose (IBP 2024) befinden sich keine FFH-Gebiete (bzw. Gebiete gemeinschaftlicher Bedeutung) im Einwirkbereich des Vorhabens. Es wurden die gesetzlich geschützten Biotope im Wirkraum der Anlage (hier Abschneidekriterium 0,3 kg N ha⁻¹ a⁻¹, Erläuterungen siehe Kap. 2) auf deren Empfindlichkeit gegenüber eutrophierenden Stickstoffeinträgen untersucht. Die Critical Loads für den Stickstoffeintrag wurden im Gutachten mit Hilfe des international üblichen Einfachen-Massenbilanz-Modells entsprechend Schlutow et al. (in BMVBS 2013) ermittelt, in das u. a. Eingangsdaten aus dem bei ÖKO-DATA entwickelten BERN-Modell (Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions) eingespeist werden.

Die Ermittlung der Critical Loads erfolgte entsprechend der Method die in BMVBS (2013), CLRTAP (2017) und Schlutow et al. (2018) erläutert wird. Diese Methode liegt auch den Critical Loads zugrunde, die im Stickstoffleitfaden BImSchG-Anlagen (LAI/LANA 2019) zur Anwendung vorgesehen sind.

Als Datengrundlage für die gesetzlich geschützten Biotope dienten vor allem der Umweltatlas Berlin (2024, veröffentlicht 01/2026) sowie verschiedene neuere Gutachten (Kramer & Partner 2024, Berliner Wasserbetriebe 2024). Im relevanten Wirkraum befinden sich danach 42 beurteilungsrelevante gesetzlich geschützte Biotope. Zwei der gesetzlich geschützten Biotope wurden als grundsätzlich nicht stickstoffempfindlich eingestuft. Für die übrigen 40 Biotope wurden Critical Loads berechnet und deren Empfindlichkeit gegenüber eutrophierenden Stickstoffeinträgen tiefergehend betrachtet. Für die Beurteilung der vorhabenbedingten Zusatzdeposition wird pro beurteilungsrelevanter Fläche ein Beurteilungspunkt gesetzt.



Im Ergebnis wird festgestellt, dass an 38 der vertiefend betrachteten Beurteilungspunkte der $CL_{nut}N$ durch die Gesamtdeposition (UBA-Hintergrunddeposition im Mittel der Jahre 2017 - 2019 zuzüglich vorhabenbedingter Gesamtzusatzdeposition) unterschritten ist. Es ist daher keine erhebliche Beeinträchtigung dieser Biotope feststellbar.

Lediglich an zwei Beurteilungspunkten BP 41 und 42 ist eine marginale Überschreitung des $CL_{nut}N$ festzustellen. Bei den beiden Biotopflächen handelt es sich um „Vorwälder trockener Standorte“ (08281), die - obwohl gemäß Brandenburger Erlasslage nicht alle Untertypen als stickstoffempfindliche Biotope einzustufen sind - vorsorglich mit betrachtet wurden (vgl. Kap. 2). Da zwar der $CL_{nut}N$ überschritten, jedoch die Bagatellschwelle (Zusatzbelastung $\leq 3\%$ des $CL_{nut}N$) an den BP 41 und 42 eingehalten wird, ist ebenfalls nicht von einer erheblichen Beeinträchtigung dieser beiden Biotope auszugehen.

Als Fazit lassen sich für alle gesetzlich geschützten Biotope im Wirkraum der geplanten Anlage keine erheblichen Beeinträchtigungen durch eutrophierende Stickstoffdepositionen feststellen. Weitere Untersuchungen und Maßnahmen erübrigen sich.

Berichtsumfang

40 Seiten Bericht, incl. Literaturverzeichnis sowie 3 Anhänge mit insgesamt 3 Seiten

- Anhang 1: Darstellung des Untersuchungsgebietes (Abschneidekriterium) für die geplante Altholz-Biomasse-KWK-Anlage und der gesetzlich geschützten Biotope im Umfeld (1 Seite)
- Anhang 2: Darstellung der Beurteilungspunkte für Offenland-Biotope (Depositionsgeschwindigkeit Meso) (1 Seite)
- Anhang 3: Darstellung der Beurteilungspunkte Wald-Biotope (Depositionsgeschwindigkeit Wald) (1 Seite)

Ahrensfelde, am 24.06.2026

The signature of Dr. Eddie Griese is written in blue ink. It is a stylized, cursive signature.

Dr. Eddie Griese

Autor des Berichtes

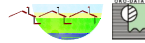
Gutachter im Fachbereich
Landschaftsplanung

The signature of Heike Donhauser is written in blue ink. It is a stylized, cursive signature.

Heike Donhauser

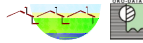
Prüferin des Berichtes

Leiterin des Fachbereiches
Immissionsprognostik

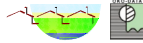


Quellen/Literatur:

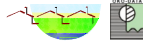
- Achermann, B., Bobbink, R. (eds.) (2003): Empirical critical loads for nitrogen: Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Environmental Documentation 164, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape.
- AG Boden (Arbeitsgruppe Boden) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.), Hannover.
- Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 206 (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.
- ARGE Stickstoff Baden-Württemberg (2014): Ermittlung standortspezifischer Critical Loads für Stickstoff - Dokumentation der Critical Limits und sonstiger Annahmen zur Berechnung der Critical Loads für bundesdeutsche FFH-Gebiete - Stand 2014. <https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/44534>
- Balla, S., Bernotat, D., Frommer, J., Garniel, A., Geupel, M., Hebbinghaus, H., Lorentz, H., Schlutow, A. & R. Uhl (2014): Stickstoffdepositionen in der FFH-Verträglichkeitsprüfung: Critical Loads, Bagatellschwelle und Abschneidekriterium. – Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz Heft 14/3. ; 14 S. http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-14-3.pdf (pdf 1.3 MB; urn:nbn:de:0041-afsv-01430).
- Bauer, F. (1953): Die Roteiche. D. Sauerländer'scher Verlag. Frankfurt a. M.
- Belyazid, S. (2006): Dynamic modelling of biogeochemical processes in forest ecosystems. Doctoral Thesis. Lund Institut of Technology, Lund University, Sweden, p. 19-24
- Berliner Wasserbetriebe (2024): Wasserwerk Jungfernheide – Überprüfung gesetzlich geschützter Biotopflächen (Zuarbeit für Berliner Energie und Wärme AG - BEW) Biotoptypenkartierung
- BGR (Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe) (Hrsg.) (2014): Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte 1 : 1 000 000 (BÜK1000N) für Deutschland (Wald, Grünland, Acker).
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.) (2009): Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), zuletzt geändert durch Artikel 5 des Gesetzes vom 6. Februar 2012 (BGBl. I S. 148).
- 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.
- Bobbink, R., Hettelingh, J.-P. (Hrsg.) (2011): Review and revision of Empirical Critical Loads and dose-response relationships. Proceedings of the Expert workshop in Noordwijkerhout 23-25 June 2010. National Institute for Public Health and the Environment Bilthoven, Netherlands
- Bobbink, R., Loran, C., Tomassen, H. (2022): Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe. Publisher: German Environment Agency. In prep. URL: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/4038/dokumente/review_and_revision_of_empirical_critical_loads_final_draft.pdf
- Böckmann, T. (1990): Wachstum und Ertrag der Winterlinde (*Tilia cordata*) in Niedersachsen und Nordhessen. Dissertation der Georg-August-Universität Göttingen, 143 S. (zzgl. Anhang)
- Bohner, A., Eder, G., Schink, M. (2007): Nährstoffkreislauf und Stoffflüsse in einem Grünland-Ökosystem. Hgs: Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein
- 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.
- Bray, J. Roger & Gorham, Eville (1964): Litter Production in Forests of the World. Advances in Ecological Research. 2, 101 – 157
- Brenner, S., Pfeffer, E., Schumacher, W. (2004): Extensive Schafbeweidung von Magerrasen im Hinblick auf Nährstoffentzug und Futterselektion. 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.



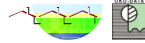
- CCE – Coordination Centre for Effects (2011): Status Report 2011. Eds.: Posch, M., Slootweg, J., Hettelingh, J. P., Report No. 680359003 ISBN No. 978-90-6960-254-7.
- CCE (Coordination Centre for Effects) (2022): CCE Status Report 2022. UBA-Texte 135/2022. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/cce-status-report-2022>
- CLRTAP (2004): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Druckversion in UBA-Texte 52/2004
- CLRTAP (2004): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Druckversion in UBA-Texte 52/2004
- CLRTAP (2014): Guidance on mapping concentrations levels and deposition levels, Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Online-Version unter www.icpmapping.org.
- CLRTAP (2017): Mapping critical loads for ecosystems, Chapter V of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution; accessed on 04.05.2017 on Web at www.icpmapping.org (last update 9/2017)
- Dässler H.G. 1991: Einfluss von Luftverunreinigungen auf die Vegetation. Gustav Fischer Jena
- De Vries, W., Schütze, G., Lofts, S., Tipping, E., Meili, M., Groenenberg, J. Römpkens, P. F. (2004): Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. Background document to a Mapping Manual on Critical Loads of cadmium, lead and mercury. Alterra Report 1104. Alterra Wageningen. 143 S. Wageningen, The Netherlands.
- 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., Hettelingh, J.-P., Posch, M. (eds) (2015): Critical Loads and Dynamic Risk Assessments: Nitrogen, Acidity and Metals in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Springer, 662 S.
- 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 p.
- Dierschke, H. und Briemle, G. (2008): Kulturgrasland. Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. - Ulmer-Verlag, Stuttgart, 239 S.
- DWD (Deutscher Wetterdienst) (2021): Mittlere Tagesmitteltemperatur der Referenzperiode (Rasterdatei); Mittlere Niederschlagsmengen aus dem Zeitraum 1991-2020. Rasterdatei. https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/multi_annual/temperature/
- 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.
- EMEP (Co-operation programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe) (2020): Atmospheric Supply of Nitrogen, Cadmium, Lead, Mercury, PCDD/Fs, PCB-153, and B(a)P to the Baltic Sea Technical report MSC-W 3/2020. https://emep.int/publ/helcom/2020/EMEP_TechnicalReport_3_2020.pdf
- Erteld, E. und Hengst, E. (1966): Waldertragslehre. Neumann, Radebeul, 332 S.
- EU-Kommission (2001) in: Europäische Kommission, GD Umwelt, Prüfung der Verträglichkeit von Plänen und Projekten mit erheblichen Auswirkungen auf „Natura-2000“-Gebiete – Methodische Leitlinien zur Erfüllung der Vorgaben des Artikels 6 Absätze 3 und 4 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG, November 2001, S. 16
- Europäische Kommission (2000): NATURA 2000-Gebietsmanagement. Die Vorgaben des Artikels 6 der Habitat-Richtlinie 92/43 EWG.
- European Commission DG XI (1999): Interpretation manual of european union habitats. Version EUR15. Brüssel.
- Eurosoil (1999): Metadata: Soil Geographical Data Base of Europe v.3.2.8.0. Joint Research Centre, Ispra, Italy.



- FGSV (Forschungsgesellschaft für Straßen und Verkehr) (2019): Hinweise zur Prüfung von Stickstoffeinträgen in der FFH-Verträglichkeitsprüfung für Straßen (H PSE) - Stickstoffleitfaden Straße. Ausgabe 2019. FGSV-Verlag Köln. 75 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.
- Gundersen, P.; Callesen, I.; De Vries, W. (1998): Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N ratio. Environmental Pollution 102:403-407.
- Hettelingh, J.P., Sliggers, J., Bolcher, M.v.h., Gon, H.D.v.d., B.J.Groenenberg, Ilyin, I. et al. (2007): Heavy Metal Emissions, Depositions, Critical Loads and Exceedances in Europe. S. 99.
- Hofmann, G. (1969): Zur pflanzensoziologischen Gliederung der Kiefernforsten des nordostdeutschen Tieflandes, in: Feddes Repertorium (Bd. 80, Heft 4-6), Berlin, S. 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 Workshop, 24-26 October 1994.
- IBP Ingenieurbüro Passow (2024): Fachgutachten zu den Belangen der Luftreinhaltung im Zuge des immissionsschutzrechtlichen Antrages nach § 4 BImSchG zur Errichtung und Betrieb einer Altholz-Biomasse-KWK-Anlage am Standort Kraftwerk Reuter West Bericht Nr. P2/012024/B3
- IBP Ingenieurbüro Passow (2026): Fachgutachterliche Stellungnahme zur standortbezogenen Anwendung der Hintergrundbelastungsdaten Stickstoffdeposition des Umweltbundesamtes Stellungnahme Nr. P4/012026/SN1
- ICP Modelling & Mapping (2018): European critical loads:database, biodiversity and ecosystems at risk. CCE Final Report 2017
- Ingenieurbüro Kramer und Partner (2024): Heizkraftwerk Reuter West Überprüfung gesetzlich geschützter Biotope.
- Jacobsen, C., Rademacher, P., Meesenburg, H., Meiwes, K. J. (2002): Element-Gehalte in Baum-Kompartimenten: Literatur-Studie und Datensammlung. Göttingen: Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Report, p 80
- Keienburg, T. und 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.
- Klapp, E. (1954): Wiesen und Weiden. 2., völlig neu gestaltete Aufl., Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg. 519 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
- Knapp, E.(1973), Ertragstabeln für Schwarzpappelsorten. Forschungsbericht des Instituts für Rohholzerzeugung, Abteilung. Waldbau/Ertragskunde. Eberswalde, 1973.
- Köstler, J. N., Brückner, E. Bibeliether, H. (1968): Die Wurzeln der Waldbäume. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin . 284 Seiten
- Kranenburg, R., Schaap, M., Coenen, P., Thürkow, M. & Banzhaf, S. (2024): PINETI-4: Modelling and assessment of acidifying and eutrophying atmospheric deposition to terrestrial ecosystems. UBA Texte 130/2024, i. V. m. Rasterdatensätzen
- LAI/LANA (2019): Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung: Hinweise zur Prüfung von Stickstoffeinträgen in der FFH-Verträglichkeitsprüfung für Vorhaben nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz - Stickstoffleitfaden BImSchG-Anlagen - Ad-hoc-AG „Leitfaden zur Auslegung des § 34 BNatSchG im Rahmen immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsverfahren“ 19. Februar 2019
- Liu, Chunjiang, Berg, Björn, Kutsch, Werner, Westman, Carl J., Ilvesniemi, Hannu, Shen, Xiaohui, Shen Guangrog & Chen, Xiaobin (2006): Leaf litter nitrogen concentration as related to climatic factors in Eurasian forests. Global Ecol. Biogeogr. 15, 438 – 444
- Luthardt, V., Brauner, O., Hoffmann, C., Haggemüller, K. (2008): Lebensräume im Wandel. Jahresbericht der ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) zum Offenland des Biosphärenreservates Flusslandschaft Elbe und des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin: Zeitreihenuntersuchungen des Mineralischen Graslandes und des entwässerten, landwirtschaftlich genutzten und aufgelassenen Moorgraslandes (zzgl. 3-jährige Parameter der naturnahen Moore im BR SC). Fachhochschule Eberswalde – Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz.
- Mitscherlich, G. (1945): Schwarzerlen-Ertragstafel (starke Durchforstung) In: Schober, R. 1975: Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung; J. D. Sauerländer's Verlag Frankfurt am Main, 154 S.



- Mitscherlich, G. (1950): Der Eichenbestand mit Bu- und Ta-Unterstand. Schriftenreihe der Bad. Forstl. V.A.
- Nagel, H.-D., Becker, R., Kraft, P., Schlutow, A., Schütze, G. und Weigelt-Kirchner, R. (2008): NFC Deutschland, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung. In: UBA-TEXTE 39-2008. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Germany, <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3647.pdf>
- Nagel, H.-D., Schlutow, A., Kraft, Ph., Scheuschner, T. Weigelt-Kirchner, R. (2010): Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention. Teilbericht II: Das BERN-Modell – ein Bewertungsmodell für die oberirdische Biodiversität. UBA-Texte 08/2010
- Ökologische Erfordernisse für einen günstigen Erhaltungszustand der natürlichen Lebensraumtypen nach Anhang I der Richtlinie 92/43/EWG. Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Brandenburg Teil II Nr. 58 vom 10. September 2018, Anlage 3
- Petersen, A. (1981): Die Gräser als Kulturpflanzen und Unkräuter auf Wiese, Weide und Acker. 5., bearb. Aufl., Akademie-Verlag, Berlin, 280 S.
- Planungsbüro Förster (2025): Umbau und Erweiterung Umspannwerk Reuter Kartierbericht
- Posthumus, A.C. (1991): Effects of air pollution on plants and vegetation. In: Rozema, J., Verkleij, J.A.C. (Hrsg.): Ecological responses to Environmental Stress, Kap. 17, S. 191-198. Kluwer Academic Publisher, Netherlands
- Quade, J. (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. Hydro Agri Dülmen GmbH (Hrsg.), 12. überarb., erg. und erw. Aufl. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag. 618 S.
- Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinie), Abl. EG L 206/7 vom 22.07.1992, geändert durch Richtlinie 97/62/EG des Rates vom 27.10.1997, Abl. EG L 305/42.
- Ruhr-Stickstoff-Aktiengesellschaft (Hrsg.) (1988): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. 11., überarb., erg. u. erw. Aufl.. Bochum, 587 S.
- Sakalli, A. (2012): Globale Modellierung der Erlenverteilung und der Leguminosendichte zur Verwendung in globalen N₂-Fixierungsmodellen. Inaugural Dissertation. Justus-Liebig-Universität Gießen. 156 S.,
- Schachtschabel, P., Auerswald, K., Brümmer, G., Hartke, K. H., Schwertmann, U. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde, Verlag Ferdinand Enke, Stuttgart.
- Schlutow, A. (2013): Beurteilungsmaßstäbe für Stickstoffdepositionen (Critical Loads und Critical Levels). In: 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. (2013). Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffdepositionen in empfindliche Biotope“, Research and development study FE 84.0102/200. on behalf of the German Federal Highway Research Institute (BASt), Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 1099, BMVBS Abteilung Straßenbau, Bonn. 362 S.
- Schlutow, A., Bouwer, Y., Nagel, H.-D. (2018): Bereitstellung der Critical Load Daten für den Call for Data 2015-2017 des Coordination Centre for Effects im Rahmen der Berichtspflichten Deutschlands für die Konvention über weitreichende grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (CLRTAP). Im Auftrag des UBA, Abschlussbericht Projekt-Nr. UBA/43848. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/critical-load-daten-fuer-die-berichterstattung-2015>
- Schlutow, A., Dirnböck, T., Pecka, T., Scheuschner, T. (2015): Use of an empirical model approach for modelling trends of ecological sustainability (Chapter 14). In: De Vries, W., Hettelingh, J.-P., Posch, M. (eds). Critical Loads and Dynamic Risk Assessments: Nitrogen, Acidity and Metals in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Springer, 662 S.
- Schlutow, A., Hübener, P. (2004): The BERN Model: Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions. UBA-Texte 22/04. Umweltbundesamt Berlin, 50 S.
- Schlutow, A., Schröder, W. (2021): Rule-based classification and mapping of ecosystem services with data on the integrity of forest ecosystems. Springer. Environmental Sciences Europe 33(1). <https://enveurope.springeropen.com/articles/10.1186/s12302-021-00481-3>
- Schlutow, A., Kraft, P., Scheuschner, T., Schlutow, M. und Schröder, W. (2024): Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions: the BERN data base and BERN model. Environmental Science Europe; 36:14
- Schober, R. (1967): Ertragstabeln wichtiger Baumarten. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/M.
- Schober, R. (1975): Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer
- Schober, R. (1987): Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/M.
- Schober, R., (1972): Die Rotbuche. SchrReihe forstl. Fak. Univ. Göttingen u. Mitt. Nieders. VersAnst., Bd. 43/44, 333 S.



- Schwappach, H. (1912): Ertrags-Schätztafeln für Forstbestände. Archiv der Forstwissenschaft Eberswalde, unveröffentlicht
- Ssymank, A., Ellwanger, G., Ersfeld, M., Ferner, J., Idilbi, I., Lehrke, S., Müller, C., Raths, U., Röhling, M. und Vischer-Leopold, M. 2022: Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna- Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (2009/147/EG) Zweite, erweiterte und geänderte Auflage Band 2.2: Lebensraumtypen des Grünlandes, der Moore, Sümpfe und Quellen, der Felsen und Schutthalden sowie der Wälder. 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,
- TA Luft (2021) (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 18.08.2021. http://www.verwaltungsvorschriften-im-internet.de/bsvwvbund_18082021_IGI25025005.htm
- 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
- TrinkWV (2021): Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 10. März 2016 (BGBl. I S. 459), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 22. September 2021 (BGBl. I S. 4343) geändert worden ist. Stand: Neugefasst durch Bek. v. 10.3.2016 I 459;
- UBA – Umweltbundesamt (2019): Hintergrundbelastungsdaten Stickstoffdepositionen - Ergebnisse und Daten des PINETI3-Projekts. Erläuterungen des Umweltbundesamtes. Online im Internet: https://www.umweltbundesamt.de/system/files/medien/4640/dokumente/erlaeuterungen_kartendienst_d_epo_uba_pineti3.pdf
- Ulrich, B. (1987): Stabilität, Elastizität und Resilienz von Waldökosystemen unter dem Einfluss saurer Deposition, Forstarchiv 58, S. 232-239.
- Van Dam, D. (1990): Atmospheric deposition and nutrient cycling in chalk grassland. PhD Thesis, University of Utrecht, Utrecht, The Netherlands, 119 pp.
- 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
- Wellburn, A. (1988): Air pollution and acid rain: the biological impact. Longman Scientific & Technical
- Wiedemann, F. (1936): Ertragstafeln der Fichte. In: Schober (1975) Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer
- Wiedemann, F. (1943): Ertragstafeln der Kiefer. In: Schober (1975) Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer
- Wimmenauer, K. (1919): Wachstum und Ertrag der Esche. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 95: 9-17.
- 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.

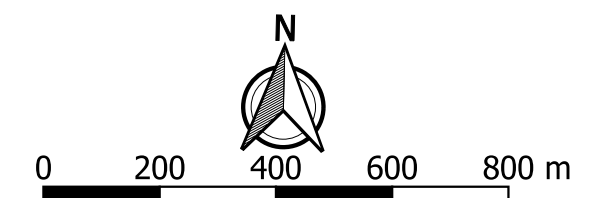
Anhang 1

Legende

N-Deposition 0,3 kg N/(ha*a)	032202
Standort	05101
gg Biotope	051121
02132	05120
022111	0512110
022112	0512121
0221121	0512122
0512121	0512150
01201	05141
0211421	07100
0211422	071032
02121	0711111
02151	071921
02152	07193
02210	08280
02211	08281
0221121	082816

Vorhabenträgerin:
BEW Berliner Energie und Wärme GmbH

Vorhaben/Standort:
Geplante Altholz-Biomasse-KWK-Anlage
am HKW Reuter West in Berlin-Spandau



**Darstellung der gesetzlich
geschützten Biotope im Wirkraum der
geplanten Anlage [N-Deposition > 0,3
kg N/(ha*a)]**

IBE - Ingenieurbüro Dr. Eckhof GmbH
Lessingstrasse 16, 16356 Ahrensfelde
Tel.: 030 936677-0
E-Mail: umweltberatung@eckhof.de

© GeoBasis-DE/LGB, dl-de/by-2-0;
© Geoportal Berlin, dl-de/by-2-0

Bearbeitung: Dr. E. Griesse M 1:13.000 Datum: 04/2026

Anhang 2

Legende

● Standort

N-Deposition meso [kg N/(ha*a)]

■ > 0,3 - 0,5

■ > 0,5 - 1,0

■ > 1,0 - 1,5

■ > 1,5

Beurteilungspunkte

● meso

■ beurteilungsrelevante Biotope
N-Deposition = meso

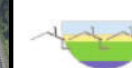
Vorhabenträgerin:
BEW Berliner Energie und Wärme GmbH

Vorhaben/Standort:
Geplante Altholz-Biomasse-KWK-Anlage
am HKW Reuter West in Berlin-Spandau



0 200 400 600 800 m

**Darstellung der
beurteilungsrelevanten Biotope im
Wirkraum der geplanten Anlage,
sowie Stickstoffdeposition (beides für
N-Deposition = meso)**



IBE - Ingenieurbüro Dr. Eckhof GmbH

Lessingstrasse 16, 16356 Ahrensfelde

Tel.: 030 936677-0

E-Mail: umweltberatung@eckhof.de

© GeoBasis-DE/LGB, dl-de/by-2-0;
© Geoportal Berlin, dl-de/by-2-0

Bearbeitung: Dr. E. Grieser M 1:13.000 Datum: 04/2026

Anhang 3

Legende

● Standort

N-Deposition Wald [kg N/(ha*a)]

■ > 0,3 - 0,5

■ > 0,5 - 1,0

■ > 1,0 - 1,5

■ > 1,5

Beurteilungspunkte

● Wald

■ beurteilungsrelevante Biotope
N-Deposition = Wald

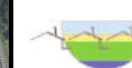
Vorhabenträgerin:
BEW Berliner Energie und Wärme GmbH

Vorhaben/Standort:
Geplante Altholz-Biomasse-KWK-Anlage
am HKW Reuter West in Berlin-Spandau



0 200 400 600 800 m

**Darstellung der
beurteilungsrelevanten Biotope im
Wirkraum der geplanten Anlage,
sowie Stickstoffdeposition (beides für
N-Deposition = Wald)**



IBE - Ingenieurbüro Dr. Eckhof GmbH

Lessingstrasse 16, 16356 Ahrensfelde

Tel.: 030 936677-0

E-Mail: umweltberatung@eckhof.de

© GeoBasis-DE/LGB, dl-de/by-2-0;
© Geoportal Berlin, dl-de/by-2-0

Bearbeitung: Dr. E. Grieser M 1:13.000 Datum: 04/2026