

**Jan Paul Lindner, Horst Fehrenbach, Lisa Winter,
Mascha Bischoff, Judith Blömer und Eva Knüpffer**

Biodiversität in Ökobilanzen

Weiterentwicklung und vergleichende Studien



BIODIVERSITY
IMPACT
ASSESSMENT

Biodiversität in Ökobilanzen

Weiterentwicklung und vergleichende Studien

**Jan Paul Lindner
Horst Fehrenbach
Lisa Winter
Mascha Bischoff
Judith Blömer
Eva Knüpffer**

Titelbild: Logo der Methode „Biodiversity Impact Assessment“ (M. Haist)

Adressen der Autorinnen und Autoren:

Prof. Dr.-Ing. Jan Paul Lindner
M.A. B.Sc. Eva Knüpfper

Fraunhofer Institut für Bauphysik (IBP)
Abteilung Ganzheitliche Bilanzierung
Wankelstraße 5, 70563 Stuttgart
E-Mail: jan.paul.lindner@ibp.fraunhofer.de
eva.knuepffer@ibp.fraunhofer.de

Dipl.-Biol. Horst Fehrenbach
Dr. Mascha Bischoff
M.Sc. Judith Blömer

Institut für Energie- und Umweltforschung (ifeu)
Wilckensstr. 3, 69120 Heidelberg
E-Mail: horst.fehrenbach@ifeu.de
mascha.bischoff@ifeu.de
judith.bloemer@ifeu.de

Dr. Lisa Winter

Technische Universität Berlin
Fachgebiet Sustainable Engineering
Straße des 17. Juni 135, 10623 Berlin
E-Mail: lisa.winter@campus.tu-berlin.de

Fachbetreuung im BfN:

Dr. Lars Berger

Fachgebiet I 2.1 „Rechtliche und ökonomische Fragen des Naturschutzes“

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (FKZ: 3517 81 1800).

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter <http://www.bfn.de/skripten.html> heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.



Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt (<https://creativecommons.org/licenses/by-nd/4.0/deed.de>).

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU).
Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-336-2

DOI 10.19217/skr575

Bonn - Bad Godesberg 2020

Inhalt

| | |
|--|-----------|
| Abkürzungsverzeichnis | 6 |
| Abbildungsverzeichnis | 7 |
| Tabellenverzeichnis | 11 |
| 1 Kurzfassung | 13 |
| 1.1 Ziele des Projekts | 13 |
| 1.2 Wesentliche Ergebnisse des Projekts | 13 |
| 2 Analyse der Ausgangslage | 15 |
| 2.1 Möglichkeiten und Grenzen der Ökobilanz in Bezug auf Biodiversität | 15 |
| 2.1.1 Die Ökobilanz und das Schutzgut Biodiversität | 15 |
| 2.1.2 Vorhandene Wirkungsabschätzungsmethoden mit Bezug zur biologischen Vielfalt | 17 |
| 2.1.3 Vorhandene Daten mit Bezug zur biologischen Vielfalt | 18 |
| 2.2 Vorarbeiten des Konsortiums | 19 |
| 2.2.1 Vorarbeiten Fraunhofer IBP | 19 |
| 2.2.2 Vorarbeiten des ifeu | 20 |
| 2.2.3 Vorarbeiten der Technischen Universität Berlin, Fachgebiet Sustainable Engineering | 23 |
| 2.3 Anforderungen an Methoden zur Quantifizierung von Biodiversität | 25 |
| 2.3.1 Naturschutzfachliche Bewertungsmethoden im Rahmen der Eingriffsregelung | 26 |
| 2.3.1.1 Ansätze in Deutschland | 26 |
| 2.3.1.2 Ansätze in anderen Ländern der EU | 27 |
| 2.3.1.3 Ansätze außerhalb der EU | 28 |
| 2.3.2 Indikatorensysteme zum Monitoring der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS) | 30 |
| 2.3.3 Bewertungssysteme zur ökonomischen Bewertung von Biodiversität | 32 |
| 2.4 Zusammenfassung | 34 |
| 3 Ziele des Projekts LC.Biodiv.IA | 35 |
| 4 Methodik zur Abbildung der Wirkungen von Prozessketten auf die Biodiversität | 36 |
| 4.1 Kriterien | 36 |
| 4.1.1 Übersicht der Kriterienkataloge | 36 |
| 4.1.2 Kriterien für Wald- und Forstflächen | 37 |
| 4.1.2.1 Kriterium Naturnähe des Bodens | 38 |
| 4.1.2.2 Kriterium Naturnähe der Waldgesellschaft | 39 |
| 4.1.2.3 Messgrößen | 41 |
| 4.1.2.4 Kriterium Naturnähe der Entwicklungsbedingungen | 42 |
| 4.1.3 Kriterien für Landwirtschaftsflächen | 43 |
| 4.1.3.1 Kriterium Diversität der Begleitflora | 44 |
| 4.1.3.2 Kriterium Strukturdiversität | 45 |
| 4.1.3.3 Kriterium Bodenschutz | 46 |
| 4.1.3.4 Kriterium Stoffeinträge | 47 |
| 4.1.4 Kriterien und Parameter für Rohstoffabbau | 48 |
| 4.1.4.1 Kriterium Nutzungsintensität | 48 |
| 4.1.4.2 Kriterium Vegetationszustand | 49 |

| | | |
|-----------|---|------------|
| 4.1.4.3 | Kategorie Wasserhaushalt | 49 |
| 4.1.4.4 | Kriterium Versiegelung | 50 |
| 4.1.4.5 | Kriterium Verschmutzung | 50 |
| 4.2 | Berechnung..... | 51 |
| 4.2.1 | Mathematische Struktur der Biodiversitätsbewertung..... | 51 |
| 4.2.1.1 | Schritt 1: Konstruktion der Biodiversitätsbeitragsfunktion $y(x)$ für Parameter | 52 |
| 4.2.1.2 | Schritt 2: Konstruktion der Aggregationsfunktion mehrerer Parameter $y(x)$ zu Kriterien $z(y)$ | 54 |
| 4.2.1.3 | Schritt 3: Konstruktion der Aggregationsfunktion | 55 |
| 4.2.1.4 | Schritt 4: Transformation des landnutzungsspezifischen Biodiversitätswerts | 55 |
| 4.2.1.5 | Schritt 5: Transformation des normierten Biodiversitätswerts | 56 |
| 4.2.1.6 | Schritt 6: Transformation des lokalen Biodiversitätswerts | 58 |
| 4.2.2 | Landnutzungsart Forst | 59 |
| 4.2.2.1 | Beschreibung der Kriterien | 61 |
| 4.2.3 | Landnutzungsarten Acker und Grünland | 76 |
| 4.2.4 | Landnutzungsart Bergbau | 82 |
| 4.3 | Gültigkeit der Biodiversitäts-Potentialfunktionen für konkrete Landnutzungsarten und Biome..... | 88 |
| 4.4 | Gewichtung der Ecoregions | 89 |
| 5 | Zusammenfassung/Zwischenfazit | 95 |
| 6 | Demonstration der Methodik..... | 96 |
| 6.1 | Fallstudie Förderung von Batterierohstoffen | 96 |
| 6.1.1 | Produktsystem | 97 |
| 6.1.2 | Datengrundlage..... | 98 |
| 6.1.3 | Ergebnisse | 101 |
| 6.2 | Fallstudie Baumwollanbau | 104 |
| 6.2.1 | Produktsystem | 105 |
| 6.2.2 | Datengrundlage..... | 106 |
| 6.2.3 | Ergebnisse | 110 |
| 7 | Kritik an der Methodik..... | 113 |
| 7.1 | Naturschutzperspektive | 113 |
| 7.2 | LCA-Perspektive | 114 |
| 8 | Zukünftiger Forschungs- und Entwicklungsbedarf | 115 |
| 8.1 | Entwicklungsbedarf | 115 |
| 8.2 | Forschungsbedarf | 116 |
| 8.2.1 | Urbane Biodiversität | 116 |
| 8.2.2 | Landschaftlicher bzw. regionaler Kontext | 116 |
| 8.2.3 | Aquatische Biodiversität | 117 |
| 8.2.4 | Diffuse Wirkungen..... | 117 |
| 8.2.5 | Bewertung von Biodiversität | 117 |
| 9 | Über die Autoren | 119 |
| 10 | Literaturverzeichnis | 121 |
| 10.1 | A-B..... | 121 |
| 10.2 | C-E..... | 122 |

| | | |
|-----------|--------------------|------------|
| 10.3 | F-I..... | 123 |
| 10.4 | J-M..... | 123 |
| 10.5 | N-P..... | 125 |
| 10.6 | R-S..... | 125 |
| 10.7 | T-Z..... | 126 |
| 11 | Anhang..... | 128 |

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|-------|---|
| AEI | Indikator aus Agrarumweltprogramm |
| BfN | Bundesamt für Naturschutz |
| BMU | Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit |
| CCI | Common Context Indicators |
| CDB | Convention on Biological Diversity |
| CEA | Netherlands Commission for Environmental Assessment |
| CTUe | Comparative toxic unit, ecotoxicity |
| EEA | Europäische Umweltagentur |
| FAKT | Förderung Agrarumwelt, Klimaschutz und Tierwohl |
| FCKW | Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe |
| FFH | Fauna-Flora-Habitat |
| GAP | Gemeinsame Agrarpolitik |
| GLÖZ | guter landwirtschaftlicher und ökologischer Zustand |
| GVE | Großvieheinheiten |
| GVO | Genetisch veränderter Organismus |
| HANPP | Human Appropriated Net Primary Productivity |
| HNV | High Nature Value |
| MAES | Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services |
| NBS | Nationale Biodiversitätsstrategie |
| NPP | Net Primary Productivity |
| PIK | projektintegrierte Kompensationsmaßnahme |
| SEBI | Streamlining European Biodiversity Indicators |
| SUP | Strategische Umweltprüfung |
| TEEB | The Economics of Ecosystems and Biodiversity |
| UBA | Umweltbundesamt |
| UVP | Umweltverträglichkeitsprüfung |

Abbildungsverzeichnis

| | |
|--|----|
| Abbildung 1: Framework für Landnutzung in der Ökobilanz der Life Cycle Initiative (eigene Darstellung, vereinfacht nach Milà i Canals et al. 2007) | 16 |
| Abbildung 2: Hemerobieklassen und Charakterisierungsfaktoren nach Fehrenbach et al. (2015) | 23 |
| Abbildung 3: Berechnungsschritte des Biodiversitätswerts (eigene Darstellung) | 52 |
| Abbildung 4: Hemerobiestufen für den Parameter Feldgröße (nach Lindner et al. 2019b) | 53 |
| Abbildung 5: Biodiversitätswertskala für den Parameter Feldgröße (nach Lindner et al. 2019b)..... | 53 |
| Abbildung 6: Beitragsfunktion für den Parameter Feldgröße (nach Lindner et al. 2019b) .. | 54 |
| Abbildung 7: Aggregation zweier Parameterbeiträge (Bild: Lindner et al. 2019b) | 55 |
| Abbildung 8: Intervalle mit Hemerobie- und Biodiversitätsskala (eigene Darstellung)..... | 56 |
| Abbildung 9: Transformation des normierten Biodiversitätswerts in den lokalen Biodiversitätswert (eigene Darstellung) | 57 |
| Abbildung 10: Zuordnung der Hemerobieniveaus auf der Qualitätsachse von BV_{loc} (eigene Darstellung)..... | 57 |
| Abbildung 11: Intervalle mit Hemerobie- und Biodiversitätsskala (eigene Darstellung)..... | 58 |
| Abbildung 12: Parameter F.1 Anteil an Baumarten des Sukzessionsmosaiks der natürlichen Waldgesellschaft (eigene Darstellung) | 61 |
| Abbildung 13: Parameter F.1.2 Anteil an heimischen Baumarten (eigene Darstellung) | 61 |
| Abbildung 14: Parameter F.2.1 Anteil der Anbauten an der natürlichen Waldgesellschaft (eigene Darstellung)..... | 62 |
| Abbildung 15: Parameter F.2.2 Anteil an heimischen Anbauten (eigene Darstellung) | 62 |
| Abbildung 16: Parameter F.3.1 Vertikale und horizontale Strukturvielfalt (eigene Darstellung)..... | 63 |
| Abbildung 17: Parameter F.4.1 Sukzessionsphase im obersten Viertel der natürlichen Altersspanne (eigene Darstellung) | 63 |
| Abbildung 18: Parameter F.4.2 Anteil Totholz am Holzvorrat (eigene Darstellung) | 64 |
| Abbildung 19: Parameter F.5.1 Kleinstrukturen (eigene Darstellung) | 64 |
| Abbildung 20: Parameter F.6.1 Oberflächliche mechanische Bodenbearbeitung (eigene Darstellung)..... | 65 |
| Abbildung 21: Parameter F.6.2 Tiefe mechanische Bodenbearbeitung (eigene Darstellung) | 65 |
| Abbildung 22: Parameter F.7.1 Waldzerschneidung (eigene Darstellung)..... | 66 |
| Abbildung 23: Parameter F.8.1 Kompensationskalkungen auf kalkfreien/-armen Standorten im Untersuchungsgebiet (eigene Darstellung)..... | 66 |
| Abbildung 24: Parameter F.8.2 Anteil an Startdüngungen auf angefallenen | |

| | |
|--|----|
| Verjüngungsflächen (eigene Darstellung)..... | 67 |
| Abbildung 25: Parameter F.8.3 Anteil an ertragssteigernden Düngungen auf angefallenen Verjüngungsflächen (eigene Darstellung)..... | 67 |
| Abbildung 26: Parameter F.9.1 Selektive Pestizide (eigene Darstellung) | 68 |
| Abbildung 27: Parameter F.9.2 Breitbandpestizide (eigene Darstellung) | 68 |
| Abbildung 28: Parameter F.10.1 Bodenentwicklung (Fläche) (eigene Darstellung)..... | 69 |
| Abbildung 29: Parameter F.10.2 Bodenentwicklung (Zeit) (eigene Darstellung) | 69 |
| Abbildung 30: Parameter F.11.1 Vorübergehende Drainagemaßnahmen (eigene Darstellung)..... | 70 |
| Abbildung 31: Parameter F.11.2 Tiefe Drainagemaßnahmen (eigene Darstellung) | 70 |
| Abbildung 32: Parameter F.12.1 Altbestände mit natürlichen Verjüngungsschichten (eigene Darstellung)..... | 71 |
| Abbildung 33: Parameter F.12.2 Anteil spontaner, autochthoner Vegetationsentwicklung (eigene Darstellung) | 71 |
| Abbildung 34: Parameter F.12.3 Anteil an Saatbeständen (eigene Darstellung)..... | 72 |
| Abbildung 35: Parameter F.13.1 Altbestände mit natürlichen Verjüngungsschichten (eigene Darstellung)..... | 72 |
| Abbildung 36: Parameter F.14.1 Kein Kahlschlag, Absterbeprozesse in den Altbeständen (Fläche) (eigene Darstellung) | 73 |
| Abbildung 37: Parameter F.14.2 Kein Kahlschlag, Absterbeprozesse in den Altbeständen (Zeit) (eigene Darstellung)..... | 73 |
| Abbildung 38: Parameter F.15.1 Entnahme des stehenden Vorrats pro Eingriff (eigene Darstellung)..... | 74 |
| Abbildung 39: Parameter F.15.2 Größe der Kahlschläge (eigene Darstellung)..... | 74 |
| Abbildung 40: Parameter F.16.1 Stammholz aufgearbeitet (Windwurf insgesamt) (eigene Darstellung)..... | 75 |
| Abbildung 41: Parameter F.16.2 Bepflanzung (eigene Darstellung) | 75 |
| Abbildung 42: A/P.1.1 Artenvielfalt Begleitflora (eigene Darstellung)..... | 77 |
| Abbildung 43: A/P.1.2 Vorkommen Rote-Liste-Arten (eigene Darstellung) | 77 |
| Abbildung 44: A/P.2.1 Strukturegebende Elemente (eigene Darstellung) | 78 |
| Abbildung 45: A/P.2.2 Feldgröße (eigene Darstellung)..... | 78 |
| Abbildung 46: A/P.3.1 Bodenbewegung (eigene Darstellung)..... | 79 |
| Abbildung 47: A/P.3.2 Bodenbedeckung (eigene Darstellung)..... | 79 |
| Abbildung 48: A/P.3.3 Fruchtfolge (eigene Darstellung) | 80 |
| Abbildung 49: A/P.3.3 Beweidung (eigene Darstellung)..... | 80 |
| Abbildung 50: A/P.4.1 Düngung (eigene Darstellung)..... | 81 |

| | |
|---|-----|
| Abbildung 51: A/P.5.1 Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (eigene Darstellung) | 81 |
| Abbildung 52: M.1.1 Ungenutzte Fläche (eigene Darstellung) | 83 |
| Abbildung 53: M.1.2 Biotopverbund (eigene Darstellung) | 83 |
| Abbildung 54: M.1.3 Störungen (eigene Darstellung) | 84 |
| Abbildung 55: M.2.1 Baum-/Straucharten (eigene Darstellung) | 84 |
| Abbildung 56: M.2.2 Vegetationsdichte (eigene Darstellung) | 85 |
| Abbildung 57: M.2.3 Exotische Vegetation (eigene Darstellung) | 85 |
| Abbildung 58: M.3.1 Wasserläufe (eigene Darstellung) | 86 |
| Abbildung 59: M.3.2 Entwässerung (eigene Darstellung) | 86 |
| Abbildung 60: M.4.1 Versiegelung (eigene Darstellung) | 87 |
| Abbildung 61: M.5.1 Verschmutzung (eigene Darstellung) | 87 |
| Abbildung 62: Biome und biogeographische Reiche nach Olson et al. (2001) | 88 |
| Abbildung 63: Darstellung der Ökoregionen weltweit (ArcGisMap, nach Olson et al. 2001) | 90 |
| Abbildung 64: Anteil an Wald und Graslandschaften in den Ecoregions (nach Winter et al. 2017a) | 91 |
| Abbildung 65: Anteil an Feuchtgebieten in den Ecoregions (Datengrundlage Ramsar Convention) | 91 |
| Abbildung 66: Globale Aussterbewahrscheinlichkeit in den Ecoregions (nach Kuipers et al. 2019) | 92 |
| Abbildung 67: Anteil straßenloser Flächen in den Ecoregions (nach Ibisch et al. 2016) | 92 |
| Abbildung 68: Ecoregion Factor (EF) der einzelnen Ecoregions (Darstellung in ArcGis). Je höher der EF, desto höher wird die Ecoregion gewichtet. | 93 |
| Abbildung 69: Verteilung der Ecoregion Factors für 745 Ecoregions (eigene Darstellung) | 94 |
| Abbildung 70: Landnutzungsspezifische Biodiversitätsbeiträge der Förderung von Lithium und Kobalt nach (Föst 2019) | 103 |
| Abbildung 71: Biodiversitätswirkung der verschiedenen Rohstoffe und Förderverfahren für die Herstellung einer Batterie des Nissan Leaf, normiert auf 1 kWh Kapazität nach (Föst 2019) | 104 |
| Abbildung 72: Lage der untersuchten Felder | 105 |
| Abbildung 73: Geographische Lage Punjabs | 106 |
| Abbildung 74: Landnutzungsspezifische Biodiversitätsbeiträge BV_{LU} der einzelnen Farmen in der Baumwollproduktion in Punjab, aufgeschlüsselt nach Kriterien (eigene Darstellung) | 110 |
| Abbildung 75: Globale Biodiversitätswerte BV_{glo} der einzelnen Farmen in der Baumwollproduktion in Punjab (eigene Darstellung) | 111 |
| Abbildung 76: Wirkung auf die Biodiversität bezogen auf ein Kilogramm Baumwolle (eigene | |

Darstellung)..... 111

Tabellenverzeichnis

| | |
|---|-----|
| Tabelle 1: Klassensystem der Hemerobiestufen, ergänzt um indikative Beispiele im Bereich Wald, Agrarfläche und bebaute Fläche (nach Giegrich und Sturm 1996, Fehrenbach 2000) | 21 |
| Tabelle 2: Auswahl von Bewertungsverfahren mit Auswertung der zu Grunde liegenden Bewertungskriterien | 26 |
| Tabelle 3: Indikatoren aus dem Kontext von CBD und NBS | 31 |
| Tabelle 4: TEEB-Indikatoren | 32 |
| Tabelle 5: MAES-Indikatoren | 33 |
| Tabelle 6: Kriterienkataloge für verschiedene Landnutzungsarten | 37 |
| Tabelle 7: Kriterien und Messgrößen für Wald und Forst..... | 37 |
| Tabelle 8: Kriterien und Messgrößen für Acker-, Grünland und Brachflächen | 43 |
| Tabelle 9: Punkteraster für die Bewertung von Fruchtfolgen in Anlehnung an die Vorgaben des baden-württembergischen Förderprogramms FAKT | 47 |
| Tabelle 10: Kriterien und Parameter für die Landnutzungsart Rohstoffabbau (nach Föst 2019)..... | 50 |
| Tabelle 11: Hemerobieniveaus der Landnutzungstypen..... | 56 |
| Tabelle 12: Intervalle von Hemerobie und BV_{loc} je Landnutzungsart..... | 58 |
| Tabelle 13: Kriterien und Parameter für Forst..... | 59 |
| Tabelle 14: Kriterien und Parameter für Acker und Grünland | 76 |
| Tabelle 15: Kriterien und Parameter für Bergbau | 82 |
| Tabelle 16: Übersicht über die bisher erarbeiteten Berechnungsvorschriften für Biodiversitätswerte von Flächenelementen nach Landnutzungsarten und Biomen..... | 89 |
| Tabelle 17: Gewichtungsfaktoren $g(z)$ für Kriterien der Landnutzungsart Bergbau (nach Föst 2019)..... | 89 |
| Tabelle 18: Übersicht Fallstudien | 96 |
| Tabelle 19: Regionale Zuordnung Lithiumgewinnung Chile | 97 |
| Tabelle 20: Annahmen für Szenarien A und B für Lithium Chile (nach Föst 2019) | 97 |
| Tabelle 21: Regionale Zuordnung Lithiumgewinnung Australien | 97 |
| Tabelle 22: Regionale Zuordnung Kobaltabbau DR Kongo | 98 |
| Tabelle 23: Regionale Zuordnung Kobaltabbau Russland..... | 98 |
| Tabelle 24: Eingangsdaten der Beitragsparameter für Chile (Föst 2019) | 99 |
| Tabelle 25: Eingangsdaten der Beitragsparameter für Lithium Australien (Föst 2019) | 99 |
| Tabelle 26: gewählte Eingangsdaten der Beitragsparameter für Kobalt Kongo (Föst 2019) | 100 |
| Tabelle 27: gewählte Eingangsdaten der Beitragsparameter für Kobalt Russland (Föst | |

| | |
|---|-----|
| 2019)..... | 100 |
| Tabelle 28: Gewichtungsfaktoren $g(z)$ für Kriterien (Föst 2019)..... | 101 |
| Tabelle 29: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter, ungewichtet und gewichtet (in Klammern) nach Föst (2019)..... | 101 |
| Tabelle 30: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter (DR Kongo), ungewichtet und gewichtet (in Klammern) nach Föst (2019)..... | 102 |
| Tabelle 31: Biodiversitätswirkung je Kilogramm geförderter Rohstoff (Föst 2019) | 103 |
| Tabelle 32: Biodiversitätswirkung bezogen auf eine Batterie des Nissan Leaf (Föst 2019). | 103 |
| Tabelle 33: Daten für Farmer 1 in der Fallstudie „Baumwollproduktion in Pakistan“ für den Anbau von Baumwolle bezogen auf ein Jahr..... | 109 |
| Tabelle 34: Übersicht über die Ecoregion Factors | 128 |

1 Kurzfassung

Die Eindämmung des rapiden Verlusts von Biodiversität gehört im Zeitalter des globalen Wandels zu den großen Herausforderungen der Menschheit. Nach dem Millennium Ecosystem Assessment sind menschliche Aktivitäten für den Verlust von Biodiversität und Artenvielfalt verantwortlich, und zwar in einem Ausmaß, das so vorher noch nie dagewesen ist (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

Das Forschungsprojekt „Biodiversität in Produktökobilanzen – vergleichende Studien und Weiterentwicklung“ (Life Cycle biodiversity Impact Assessment, LC.biodiv.IA) beschäftigt sich mit der Fragestellung, wie die Wirkung von Produkten und Dienstleistungen auf die Biodiversität im Rahmen von Ökobilanzen bewertet werden kann. Dabei wird auf bestehende Vorarbeiten aufgebaut, ausgewählte Ansätze werden weiterentwickelt und im Rahmen von Fallstudien angewendet.

1.1 Ziele des Projekts

Übergeordnetes Ziel des Vorhabens war es, Wirkungen auf die Biodiversität in der Ökobilanz fassbar zu machen, so dass sie in das produktbezogene Umweltmanagement einbezogen werden können. Grundlage hierfür war die Weiterentwicklung bisheriger Methoden, wie der Potentialfeldmethode (Biodiversity Impact Assessment), sowie die Integration von Elementen der Hemerobie-Methode zu einem praktischen Ansatz.

Basierend auf der Analyse der methodischen Ausgangslage wurde eine Methode unter Berücksichtigung der aktuellen Möglichkeiten der Ökobilanz entwickelt. Dabei galt es, die Voraussetzungen seitens der Ökobilanz als auch die Rahmenbedingungen seitens der Biologie in Einklang zu bringen. Biodiversität und die Auswirkungen von Produkten auf diese sollten bestmöglich wiedergespiegelt werden und gleichzeitig innerhalb einer anwendbaren Methode berechenbar sein.

Die zu entwickelnde Methode wurde in zwei Fallstudien getestet. Ziel war es zum einen, die Möglichkeiten und Schwächen der Methode aufzudecken und zum anderen die Methode an einem Beispiel zu demonstrieren. Die Funktionsweise und Weiterentwicklungspotenziale der Methode sollten hier verdeutlicht werden.

1.2 Wesentliche Ergebnisse des Projekts

Die Forschungsarbeiten gliederten sich im Wesentlichen in drei Teile: die Analyse bestehender Ansätze, die Methodenentwicklung sowie die Demonstration des weiterentwickelten Ansatzes.

Im Rahmen der Analyse des Forschungsstands wurde ein Einblick in die Vielzahl an vorhanden Methoden und Systemen zu naturschutzfachlichen Bewertungsmethoden und Biodiversitätsindikatoren gegeben. Es zeigte sich, dass die relevanten Kriterien, Indikatoren oder Messgrößen gut eingegrenzt werden können. Der Ansatz des Hemerobiekonzepts nach Fehrenbach (2000) und Fehrenbach et al. (2015) erwies sich dabei als gut geeignet, da er die Vielzahl relevanter Kriterien bzw. Indikatoren in einer ähnlichen Struktur fasst wie die Potentialfeldmethode von Lindner (2016) und Lindner et al. (2019a). Einschränkungen ergaben sich dabei jedoch bei Kriterien wie der genetischen Diversität von Anbaufrüchten oder dem Einsatz genetisch veränderter Organismen.

Im Rahmen der Methodenentwicklung wurden Kriterien- und Indikatorkataloge für unterschiedliche Landnutzungsarten entwickelt. Die weiterentwickelte Methodik erlaubt es, land-

nutzenden Produktionsprozessen einen spezifischen Biodiversitätswert zuzuordnen. Die Berechnung des Biodiversitätswerts kann mit unterschiedlichen Eingangswerten, beispielsweise in einer elektronischen Tabelle, errechnet werden. Die Eingangswerte des vorherrschenden Landmanagements, die für eine Berechnung des Biodiversitätswerts benötigt werden, können, sofern verfügbar, direkt bei Ansprechpartnern abgefragt werden. Sollte dies nicht möglich sein, sind Eingangswerte auch mit vertretbarem Aufwand aus der Literatur zu entnehmen. Im Zweifelsfall lassen sie sich sogar mit etwas Fachwissen schätzen. Als Charakterisierungsfaktor im Sinne der übergeordneten Ökobilanz-Methodik liefert diese Methode den momentanen, flächenbezogenen Schaden als Ergebnis, was als Schnittstelle zu etablierten Konventionen der Ökobilanz dient. Für die Bestimmung des Schadens, der durch einen landnutzenden Prozess an der Biodiversität angerichtet wird, wird dieser Charakterisierungsfaktor mit den Inventargrößen Fläche und Zeit multipliziert. Somit ist die Anschlussfähigkeit an die Ökobilanz hergestellt.

Die Methode wurde im Rahmen von zwei Fallstudien angewendet und auf ihre Anwendbarkeit und Aussagekraft hin überprüft. Bei der Durchführung der Fallstudie „Batterierohstoffe“ zeigte sich, dass die entwickelten Parameter für die Landnutzungsart Bergbau insgesamt gut anwendbar waren. Einschränkungen zeigten sich bei der Datenverfügbarkeit und der Wahl von Maßeinheiten.

Auch im Rahmen der Fallstudie „Baumwollanbau“ erwies sich der entwickelte Ansatz als gut anwendbar. Dabei konnten sowohl Primär- als auch Sekundärdaten eingebunden werden. Es zeigte sich zudem, dass es jenseits der für die Landnutzungsarten allgemeingültig formulierten Kriterien und Parameter sinnvoll sein kann, auch Biom-spezifische Kriterien und Parameter wie zum Beispiel Wasserknappheit zu berücksichtigen.

Es ist dringend geboten, dass das im Umweltmanagement sehr etablierte Tool Ökobilanzierung nicht nur Wirkungen wie etwa den Beitrag zum anthropogenen Klimawandel und zur Verknappung stofflicher Ressourcen adressiert, sondern auch das Schutzgut Biodiversität. Mit den methodischen und praktischen Ergebnissen des Projekts LC.biodiv.IA ist die Ökobilanz-Community der Berücksichtigung von Biodiversität einen großen Schritt näher gekommen.

2 Analyse der Ausgangslage

2.1 Möglichkeiten und Grenzen der Ökobilanz in Bezug auf Biodiversität

Im Folgenden werden die theoretischen Grundlagen zur Entwicklung der Wirkungsabschätzungsmethode dargelegt.

2.1.1 Die Ökobilanz und das Schutzgut Biodiversität

Die Ökobilanz (engl. Life Cycle Assessment, LCA) ist eine in der Industrie häufig genutzte Methode, um die Auswirkungen von Produkten und Produktionsprozessen auf die Umwelt zu bestimmen. Sie ist ein Tool zur Integration von Umweltschutz in wirtschaftlich agierenden Organisationen und dient zum Aufzeigen von Hotspots potenzieller Umweltauswirkungen in Wertschöpfungsketten. Mittels Analyse des gesamten Lebensweges eines Produktes können die Auswirkungen aller mit dem Produkt einhergehenden Materialien (als Input und Output) errechnet werden. Die Norm ISO 14040/44 dient als methodische Grundlage der Ökobilanz. Die Ökobilanz besteht aus vier Phasen: Der Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen, der Sachbilanz, der Wirkungsabschätzung und der Interpretation. Innerhalb der ersten Phase werden die Systemgrenzen des zu untersuchenden Produktes abgesteckt und wichtige Parameter wie die funktionelle Einheit festgelegt. In der zweiten Phase werden die Input- und Outputflüsse des Systems bestimmt. Diese Flüsse werden dann in der dritten Phase in Wirkungen auf die Umwelt mittels Wirkungsabschätzungsmethoden umgerechnet. In der letzten Phase werden die Ergebnisse ausgewertet und interpretiert.

Derzeit kann innerhalb der Ökobilanzmethodik eine breite Palette an Auswirkungen betrachtet werden. Dennoch zählen die Auswirkungen auf die Biodiversität nicht dazu. Doch gerade weil der Rückgang der biologischen Vielfalt direkt mit dem steigenden Konsum und somit auch den steigenden Produktionszahlen einhergeht, ist die Betrachtung der Biodiversität innerhalb der Ökobilanz von großer Wichtigkeit. Einer der Haupttreiber für den Verlust der biologischen Vielfalt ist die Landnutzung und die damit einhergehenden Produktionsprozesse. Als Folge von Landnutzung durch den Menschen kommt es zum Verlust und der Beeinflussung aller Habitattypen und aller Ökosysteme (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Um die Verbindung von Produkt und Biodiversität herstellen und die Auswirkungen quantifizieren zu können bedarf es einer vereinheitlichten Berechnungsgrundlage zur Biodiversitätswirkungsabschätzung.

Einige Konventionen für die Modellierung landnutzender Prozesse – wenn auch ohne speziellen Bezug zur Biodiversität – wurden bereits in der Ökobilanz-Community erarbeitet (Milà i Canals et al. 2007, Köllner et al. 2013). Die Entwicklung wurde und wird gebündelt in der Life Cycle Initiative, die beim UN-Umweltprogramm (UN Environment) angesiedelt ist (im Folgenden zitiert aus Lindner et al. 2019a).

Im Framework für Landnutzung in der Ökobilanz der Life Cycle Initiative wird festgelegt, wie die Auswirkungen von Landnutzung über die Differenzen der Landqualität vor, während und nach einer definierten Nutzung zu berechnen sind. Die genutzte Fläche, die Zeitdauer und die Art der Landnutzung werden als physische Sachbilanzdaten definiert, die den Eingriff in die Natur direkt beschreiben. Die so beschriebene Veränderung wird dann in ihrer Wirkung auf die Umwelt charakterisiert.

Die wesentliche Leistung und Festlegung des Frameworks für Landnutzung in der Ökobilanz liegt in der Überführung grundverschiedener Arten von Wirkungen in eine gemeinsame Denkstruktur. Die Ökobilanz als übergeordnete, andere (Sub-)Methoden integrierende Me-

thode folgt weitgehend der Logik des emissionsbasierten Umweltschutzes: Emissionen sind schädlich und weniger ist besser. Das gilt etwa für Treibhausgase und FCKW. Die Wirkungen von Landnutzung, die durch das Framework dem Portfolio an auswertbaren Wirkungen hinzugefügt werden, sind Wirkungen auf die ökologische Qualität der Umwelt auf der Landoberfläche, die insbesondere mit der Oberflächenstruktur zusammenhängen. Es wird ein Referenzzustand für die ökologische Qualität von Land gesetzt. Durch einen auf dem Land durchgeführten Prozess wird eine andere ökologische Qualität herbeigeführt. Der Abstand zwischen der herbeigeführten Qualität und der Qualität im Referenzzustand wird als (momentane) Wirkung verstanden, ähnlich einer (momentanen) stofflichen Emission. So werden strukturelle Wirkungen und stoffliche Wirkungen für die Verrechnung in der übergeordneten Methode der Ökobilanz kompatibel gemacht.

Framework für Landnutzung in der Ökobilanz der Life Cycle Initiative

Nach Milà i Canals et al. (2007) und Köllner et al. (2013) wird der Verlauf der Qualität einer begrenzten Fläche (eines Flächenelements) über die Zeit beschrieben und mit der (konstanten) Qualität desselben Flächenelements in einem Referenzzustand verglichen. Die Differenz der Qualitätswerte wird als (momentane) Wirkung verstanden. Um auf die Wirkung (Impact) der untersuchten Aktivität zu kommen, wird der Schaden mit der Größe des Flächenelements multipliziert und über die Zeit integriert (siehe Abbildung 1). „Qualität“ ist in dem Konzept ein Platzhalter für unterschiedliche Eigenschaften von Land, die für ökologische Analysen von Interesse sind; beispielsweise Erosion, organischer Kohlenstoffgehalt, Grundwasserneubildung oder eben Biodiversität. Der Wert der Qualität zu jedem Zeitpunkt wird als Zustand verstanden (ein Schnappschuss, wenn man so will). Die Q-Achse besitzt keinen inhärenten Zeitbezug. Dieser wird erst über die Funktion $Q(t)$ hergestellt.

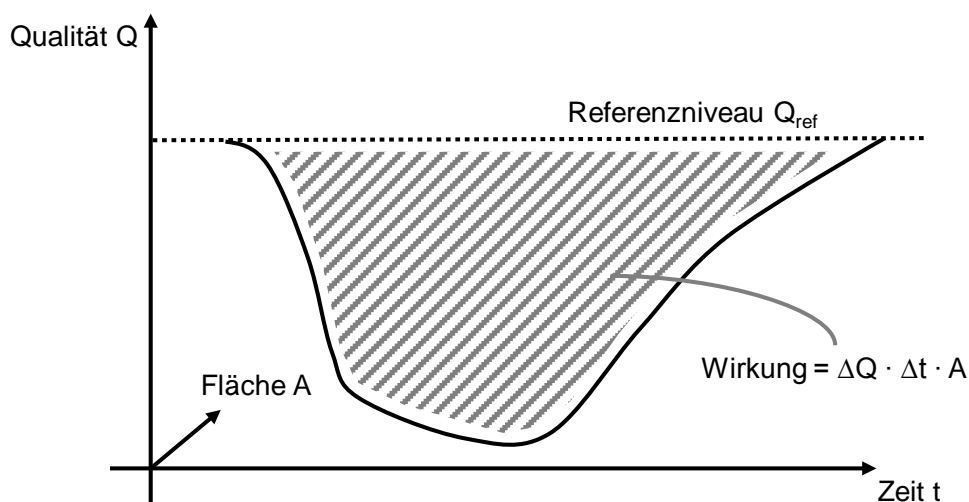


Abbildung 1: Framework für Landnutzung in der Ökobilanz der Life Cycle Initiative (eigene Darstellung, vereinfacht nach Milà i Canals et al. 2007)

Die beanspruchte Fläche ist für viele Prozesse über die jeweilige Nutzungsdauer des Flächenelements konstant. Wenn weiterhin die Qualität während der Nutzung konstant bleibt (oder dies zumindest als Annahme gerechtfertigt ist), lässt sich die Integration zur Multiplikation vereinfachen. Nach Formel 1 ist die Wirkung eines Prozesses dann einfach das Produkt aus der Qualitätsdifferenz während der Landnutzung, der Dauer der Nutzung und der Größe des Flächenelements.

Formel 1

$$Impact = (Q_{ref} - Q_0) \cdot (t_{ent} - t_0) \cdot A = \Delta Q \cdot \Delta t \cdot A$$

Das Framework für Landnutzung in der Ökobilanz ist wesentlich komplexer als hier dargestellt und die Entwicklung ist im Detail nicht abgeschlossen. Grundsätzlich werden Wirkungen der Okkupation („Besetzung“, Landnutzung im engeren Sinne) und Transformation (Landnutzungsänderung) unterschieden. Ähnlich, aber nicht identisch ist die Unterscheidung von temporären und permanenten Wirkungen. Insbesondere Köllner et al. (2013) beschreiben Rechenregeln für Fälle wie Folgenutzungen, Abschätzung von Regenerationszeiten nach Nutzungsende etc., die zum Teil unter LCA-Experten noch diskutiert werden.

Die Entwicklung einer Methode zur Abbildung der Wirkungen landnutzender Prozesse auf die Biodiversität, welche den Ansprüchen der Wissenschaft, Wirtschaft, Politik und der Ökobilanzpraxis genüge tut, sollte sowohl den aktuellen Stand der Methoden als auch der Datenlage einbeziehen. Daraus ergeben sich zwei Arbeitspakete, die im Folgenden (2.1.2, 2.1.3) erläutert und deren Ergebnisse präsentiert werden.

2.1.2 Vorhandene Wirkungsabschätzungsmethoden mit Bezug zur biologischen Vielfalt

Um eine Methode zu entwickeln, welche sowohl den Ansprüchen der Ökobilanzvorschrift entspricht als auch den Anforderungen der Anwender genüge tut und den aktuellen Stand der Forschung wieder spiegelt, wurden in einem ersten Arbeitspaket die derzeit vorhandenen Wirkungsabschätzungsmethoden hinsichtlich verschiedener Kriterien bewertet. Die zu vergleichenden Methoden beziehen sich ausschließlich auf die Landnutzung. Die untersuchten Kriterien basieren zum einen auf den Anforderungen der ISO14040/44, welche die Ökobilanzmethodik definiert, sowie auf Kriterien die zur Bewertung von Ökobilanzmethoden häufig genutzt und veröffentlicht wurden (zum Beispiel in Curran et al. 2016) und außerdem auf Anforderungen, die von der Projektarbeitsgruppe definiert wurden. Daraus ergeben sich die folgenden Kriterien:

- Allgemeine Charakteristika: Midpoint- oder Endpointmethode; Wertungen; abgedeckte Wirkungskategorien; abgedeckte Inventarflüsse in der Methode; Unterscheidung zwischen extensiver und intensiver Landnutzung; direkte und indirekte Landnutzung; Wirkungspfade; zeitliche Auflösung
- Relevanz für die Umwelt und Vollständigkeit: Räumliche Auflösung; Indikatoren; Referenzsituation; Aspekte der Biodiversität; geographische Abdeckung; Landnutzungsklassen
- Wissenschaftliche Robustheit und Unsicherheit: Peer Review; Stand der Wissenschaft; Test der Methoden
- Dokumentation und Transparenz: Zugang zur Methode; Vollständigkeit der Methode; Benennung der Annahmen
- Anwendbarkeit: akademische Autorität; Neutralität bezüglich Branchen, Produkten und Prozessen; politische Relevanz; Konsistenz der Wirkungspfade
- Akzeptanz: Klarheit der Kommunikation und Verständlichkeit; Vereinbarkeit mit der Ökobilanzmethodik; Nutzbarkeit der Methodik; Autorität

Insgesamt wurden 26 Methoden, welche zur Abschätzung von potentiellen Auswirkungen

auf die Biodiversität aufgrund von Landnutzung verwendet werden können, beurteilt. Im Folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse dieses Arbeitspaketes zusammengefasst.

Indikatoren

Die Bewertungsergebnisse zeigen einen klaren Trend. Der Indikator, welcher hauptsächlich zur Einschätzung von Auswirkungen auf die Biodiversität verwendet wird, ist die Artenvielfalt. Wirbeltiere sind die zumeist betrachtete Klasse von Lebewesen. Somit wird zumeist der Verlust von bestimmten Arten mittels der Modelle berechnet. Eine stufenlose Beschreibung von Biodiversität ist in den vorhandenen Modellen meist nicht möglich, da der Verlust an Biodiversität über den Verlust von Artenvielfalt je Landnutzungsklasse dargestellt wird. Andere Aspekte der Biodiversität wie die Ökosystemvielfalt werden in nur wenigen Modellen adressiert (z.B. Linder 2016 oder Penman et al. 2010).

Räumliche Auflösung und geographische Abdeckung

Bezüglich der geographischen Differenzierung unterscheiden sich die Modelle stark. Zumeist werden die vom World Wide Fund for Nature (WWF) veröffentlichten Ökoregionen als Grundlage herangezogen. Jedoch gibt es auch Modelle, die sich ausschließlich auf eine bestimmte Nation beziehen und in diesen sehr viel feinere regionale Unterschiede vornehmen. Gegensätzlich dazu betrachten wenige andere Modelle die Biodiversität auf Biomebene ohne weitere Differenzierungen vorzunehmen. Des Weiteren beziehen sich die meisten Modelle auf wenige Regionen weltweit und können somit nicht global angewandt werden.

Referenzsituation

Die am häufigsten verwendete Referenzsituation, die genutzt wird, um den Verlust von Biodiversität zu berechnen, ist die sogenannte potentielle natürliche Vegetation. Neben dieser wird außerdem in wenigen anderen Modellen der aktuelle Stand der Biodiversität als Referenzsituation herangezogen.

Weitere Charakteristika

In vielen Methoden werden die Intensitätsstufen von Landnutzung wie Forst und Landwirtschaft unterschieden. Des Weiteren sind alle Methoden sogenannte Endpoint-Methoden. Das heißt, die Wirkung wird anhand ihres tatsächlichen endgültigen Schadens in der Wirkungskette festgemacht. Die Methoden wurden bis auf wenige Ausnahmen in wissenschaftlichen Journals veröffentlicht und unterlagen somit einem Peer-Review. So ist sichergestellt, dass die Methode dem Nutzer zugänglich ist. Hinter den meisten Veröffentlichungen steht ein akademischer Akteur.

Als Ergebnis dieser Analysen stehen vor allem die derzeitigen Schwächen der vorhandenen Methoden im Vordergrund. Ziel war es, diese methodischen Schwächen aufzudecken und im weiteren Projektverlauf zu adressieren.

2.1.3 Vorhandene Daten mit Bezug zur biologischen Vielfalt

Die in dem Projekt entwickelte Methode hat neben den methodischen Ansprüchen auch die Anforderung, aktuelle und vorhandene Daten zu nutzen, um die Anwendbarkeit sicherzustellen. Dementsprechend wurde in einem zweiten Arbeitspaket die Datenlage der folgenden Aspekte ermittelt.

Daten über globale Landnutzung

Daten über die globale Landnutzung sind vielfältig verfügbar. Eine grobe Einteilung nimmt beispielsweise die „Harmonized World Soil Database“ (HWSD) vor. Hier liegen Daten in verhältnismäßig hoher Auflösung vor (1 km²). Außerdem sind die Daten in gängigen GIS-Formaten frei verfügbar und können somit komfortabel weiterverarbeitet werden. In der HWSD wird die globale Landnutzung in kultivierte Landschaften, Wälder, Graslandschaften, unfruchtbares Land und urbane Regionen eingeteilt. Eine deutlich feinere Einteilung von globaler Landnutzung bietet die Datenbank EarthStat. In dieser sind die Anbau- und Produktionsdaten für 175 Kulturen hinterlegt. Die Daten sind ebenfalls in direkt verwendbaren GIS-Formaten frei verfügbar und decken die kultivierte terrestrische Erdoberfläche vollständig ab. Allerdings sind die EarthStat-Daten bereits 20 Jahre alt.

Daten zur Zielsetzung von nationalem Naturschutz

Aufgrund der von der CBD geforderten „National Biodiversity Strategies and Action Plans“ sind aktuell nationale Naturschutzstrategien für 153 Länder weltweit verfügbar. Obwohl diese teilweise sehr unterschiedlich gestaltet und vertieft sind, lassen sich dennoch Zielsetzungen für nationalen Naturschutz aus diesen Strategien herauskristallisieren.

Daten zur Einschätzung von Biodiversität

Viele Indikatoren zur Beurteilung von Biodiversität werden weltweit vorgeschlagen. Jedoch ist die globale Datenverfügbarkeit für diese Indikatoren der limitierende Faktor, so dass nur wenige Indikatoren tatsächlich genutzt werden können. Diese sind beispielsweise der Red List Index, der Vegetation Productivity Index, der Leaf Area Index oder der Environmental Performance Index, welcher auch Daten zur Biodiversität enthält. Des Weiteren können auch die vom WWF hinterlegten Daten für die Einteilung der Ökoregionen als Daten zur Einschätzung von Biodiversität genutzt werden. Die hier genannten (und weitere Daten) sind in GIS-Formaten frei verfügbar und direkt verwendbar.

Abschließend lässt sich sagen, dass Biodiversität als Indikator in der Ökobilanz auf unterschiedlichste Weise vertreten ist, bisher jedoch (Stand November 2019) keine Einigung der Wissenschaft und/oder Wirtschaft getroffen wurde, welche der Methoden im Allgemeinen genutzt werden sollte.

2.2 Vorarbeiten des Konsortiums

2.2.1 Vorarbeiten Fraunhofer IBP

Seit fast 20 Jahren wird in der Abteilung Ganzheitliche Bilanzierung zur Integration von Landnutzungsaspekten in die Ökobilanz geforscht. 2002 erschien die Dissertation von Baitz, die den Grundstein für die Abbildung von Landnutzung in der LCA legte. In den folgenden Jahren wurde der Ansatz von Baitz in der Methode LANCA operationalisiert, validiert und in vielen Projekten angewendet (Beck et al. 2010, Bos et al. 2016). LANCA erlaubt die Berechnung von Bodenqualitätsindikatoren aus standortspezifischen Eingangsdaten für Klima, Boden, Landnutzungstyp, Vegetation etc. Die Methode fand unter anderem Eingang in die Berechnungsmodelle der Wirkungsabschätzungsmethode IMPACT World+.

2008 wurde mit der University of California Santa Barbara ein Indikator für Biodiversitätsbetrachtungen in Ökobilanzen entwickelt (Lindner 2008). Biodiversität wurde hier als nach Seltenheit gewichteter Artenreichtum definiert und ihre Anwendung in einer Fallstudie zur Herstellung von Bioethanol untersucht. Die Gültigkeit und Anwendbarkeit der Methode war

allerdings räumlich beschränkt.

In der jüngsten Vergangenheit widmete sich eine Dissertation dem Thema Biodiversität (Lindner 2016). Darin wird ein Ansatz vorgestellt, der strukturelle Ähnlichkeit mit dem Ansatz von Michelsen (2008) aufweist. Biodiversität wird als Funktion von Bedingungen verstanden, die auf einem Flächenelement herrschen.

Im Projekt „Biodiversität in Ökobilanzen“ (UFOPLAN 2011, FKZ 3511 81 0300), wurde die Forschung im Bereich Biodiversität weiter vorangetrieben. Ziel hierbei war die Entwicklung einer global gültigen Methode (Biodiversity Impact Assessment, auch Potentialfeldmethode) zur quantitativen Darstellung von Wirkungen landnutzender Prozesse auf die Biodiversität, um diese im Rahmen von Ökobilanzen bewerten zu können. Die Methode zur Wirkungsabschätzung wurde hierzu auf Basis bereits existierender Definitionen und Ansätze entwickelt. Ihre Anwendbarkeit wurde im Rahmen ausgesuchter Fallstudien gezeigt und mit erfahrenen Vertretern aus Wissenschaft und Gesellschaft diskutiert. Erstmals können auf diese Weise lokal unterschiedliche Verständnisse des Begriffs Biodiversität anerkannt und zwischen biogeographischen Regionen differenziert werden. Gleichzeitig bleibt die Möglichkeit der globalen Aggregation von Auswirkungen auf die Biodiversität über die gesamte Wertschöpfungskette mit diesem Ansatz erhalten (Lindner et al 2019a).

2.2.2 Vorarbeiten des ifeu

Erste Arbeiten

Mit der Frage, wie Naturrauminanspruchnahme bzw. Biodiversität in der Wirkungsabschätzung von Ökobilanzen berücksichtigt werden kann, befasst sich das ifeu seit Mitte der Neunzigerjahre. Im Rahmen einer Ökobilanz zu graphischen Papieren (Tiedemann et al. 2000) wurde erstmals die Frage nach der Bewertung der Belegung von Fläche für die Holzproduktion gestellt. Von verschiedener Seite wurde damals der Standpunkt vertreten, Wald an sich und die von Wald eingenommene Fläche sei im Sinne einer Ökobilanz nicht negativ zu charakterisieren. Dem wurde entgegengehalten, dass Wald nicht Wald sei, sondern dass die Bewirtschaftungsweise einen erheblichen Einfluss auf die Naturnähe und die Biodiversität eines Waldsystems habe. Außerdem lässt sich die Bewirtschaftungsweise auch in Zusammenhang mit den jeweiligen Produkten aus dem Wald stellen (Sägeholz, Holzwerkstoffe, Zellstoff, Brennholz u.a.).

Das Hemerobiekonzept als Grundlage

Als methodische Grundlage zur Differenzierung von unterschiedlich bewirtschafteten Waldsystemen wurde damals auf das Konzept der Hemerobie zurückgegriffen, das erstmals von Klöpffer, Renner (1995) als geeignete Basis zur Bewertung von Fläche für die Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen identifiziert wurde. Im Rahmen der oben genannten Ökobilanz zu graphischen Papieren wurde dieses Konzept durch Giegrich, Sturm (1996) für Waldflächen für die Ökobilanz-Anwendung ausgearbeitet. Dieser Ansatz wurde vom Umweltbundesamt als methodischer Bestandteil in die „UBA-Bewertungsmethode“ aufgenommen (Schmitz, Paulini 1999). Die zunächst nur für Waldsysteme operationalisierte Methode wurde von Fehrenbach (2000) auf die landwirtschaftlichen Flächen (v.a. Ackerbau) erweitert und konnte so auch in Ökobilanzen für agrarische Produkte angewandt werden (BfA / IFEU / Flo-Pak 2002).

Tabelle 1: Klassensystem der Hemerobiestufen, ergänzt um indikative Beispiele im Bereich Wald, Agrarfläche und bebaute Fläche (nach Giegrich und Sturm 1996, Fehrenbach 2000)

| Klasse | | Wald-/Forstwirtschaft | Landwirtschaft | Sonstiges |
|--------|-----------------------|--|---|--|
| II | naturnah | Naturnaher Wald, keine Durchforstung | - | |
| III | bedingt naturnah | Standorttypischer Wald mit mäßiger Durchforstung | Hochdiverse kleingliedrige Agroforstsysteme ohne Input von synth. Stoffen | |
| IV | halbnatürlich | Mäßig standorttypischer Wald mit intensiver Durchforstung | Extensivgrünland, Streuobstwiesen, kleinflächige, schonende Landwirtschaft (ggf. Ökolandbau) bei hoher Strukturvielfalt in der Landschaft | |
| V | bedingt halbnatürlich | Standortfremde Monokulturen, intensive Bewirtschaftung, stoffliche Eingriffe | Intensivgrünland, mittelgroße Ackerschlaggrößen, keine Hackfrüchte, mäßige Intensität, landschaftliche Strukturelemente vorhanden Kurzumtriebsplantagen | |
| VI | bedingt naturfern | - | großflächige intensive Agrarkulturen in ausgeräumter Landschaft | |
| VII | nicht-natürlich | - | - | Versiegelung, Überbauung, Abbauflächen, Halden, Deponien |

Die Zuteilung einer Fläche in eine Hemerobiekategorie entspricht jedoch nicht einer Charakterisierung im Sinne der Ökobilanzmethodik nach ISO 14044. Eine „Messung“ wie z.B. 5.000 m² Fläche Klasse IV plus 6.000 m² Fläche Klasse V pro m³ Fichtensägeholz stellt im Grunde eine Sachbilanzinformation dar. Mit ihr werden zwar verschiedene Qualitäten von Flächen differenziert, sie drückt jedoch keinen Wirkungsindikatorwert aus.

Im Zuge des UBA-Projekts¹ zur Aktualisierung der UBA-Methodik zur Ökobilanzierung von Schmitz, Paulini (1999) wurde das Hemerobiekonzept weiterentwickelt und ein Charakterisierungsmodell ergänzt, um die einzelnen nach Klassen getrennten Flächenwerte zu einem Wirkungsindikatorwert zusammen zu führen. Fehrenbach et al. (2015) haben die Gesamtmethode inklusive eines Ansatzes zur Charakterisierung der sieben Hemerobieklassen veröffentlicht und Detzel et al. (2016) haben diese Methode zur *Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen* aufgenommen. Das Hemerobiekonzept fand ebenfalls Eingang in die Eingangsdaten und Emissionsbilanzen biogener Energienutzungspfade für das Umweltbundesamt (Fehrenbach et al. 2016).

Charakterisierungsmodell für Hemerobieklassen

Das Charakterisierungsmodell führt die in verschiedene Hemerobieklassen unterschiede-

¹ UBA-Projekt-Nr. 23128 „Aktualisierung der UBA-Methodik zur Ökobilanzierung“

nen Sachbilanzdaten zu einem einzigen Indikatorwert zusammen – dem Naturfernepotenzial (NFP) für die Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung.² Gemäß den Anforderungen von ISO 14044 (Kapitel 4.4.2.4 und 4.4.5) müssen Charakterisierungsfaktoren auf einem

- „eindeutig identifizierbaren Umweltwirkungsmechanismus
- und/oder vergleichbaren empirischen Beobachtungen beruhen“.

Anders als bei anderen Wirkungskategorien steht für die Charakterisierung der Hemerobie-klassen keine physikalische (z.B. global warming potential für Klimawandel), chemische (z.B. Protonenzahl wie für Versauerung) oder physiologische (z.B. toxikologische Wirkung wie bei Humantoxizität) Referenz zur Verfügung. Der von Fehrenbach et al. (2015) beschriebene Vorschlag bezieht sich daher auf empirischen Beobachtungen und geht dabei in zwei Schritten vor:

1. Bestimmung der maximalen Spanne zwischen den Charakterisierungsfaktoren der Flächenkategorien
2. Bestimmung der Abstände zwischen den Klassen

Die maximale Spanne entspricht dem Abstand zwischen der Kategorie VII (die naturfernste Klasse) und Kategorie II (die am wenigsten naturferne Klasse, in welcher menschliche Nutzung erfolgen kann). Der Anteil Kategorie-VII-Flächen an der globalen Landoberfläche beträgt etwa 3% bzw. $\frac{1}{33}$. Der Wert der Kategorie-VII-Flächen soll nicht höher sein als der Wert aller anderen genutzten Flächen. Dies ist gewährleistet ab einem Faktor von mindestens 33. Somit wird als adäquate Spanne zwischen Kategorie VII und II in einem Bereich von 1 zu 33 definiert.

Für die Festlegung der numerischen Abstände zwischen den Charakterisierungsfaktoren jeder Kategorie wird eine einfache exponentielle Funktion unterlegt. Ausgehend von einem Charakterisierungsfaktor von 1 für Klasse VII werden die Charakterisierungsfaktoren nach absteigenden Klassen jeweils mit dem Faktor 0,5 halbiert, wie Abbildung 2 zeigt.

Da als Referenz (Charakterisierungsfaktor 1) die Klasse mit dem höchsten Wert an Naturfernepotenzial gilt, wird die Einheit für den Indikatorwert Naturfernepotenzial (NFP) mit

$$\text{m}^2 \text{ artifizielle Fläche Äq. (aF-Äq.)} \cdot a$$

bezeichnet.³

² Im Englischen wird hierfür der Begriff „Distance-to-Nature-Potential“ (DNP) und die Wirkungskategorie land use verwendet.

³ Im Englischen: artificial land eq. (aL-eq)

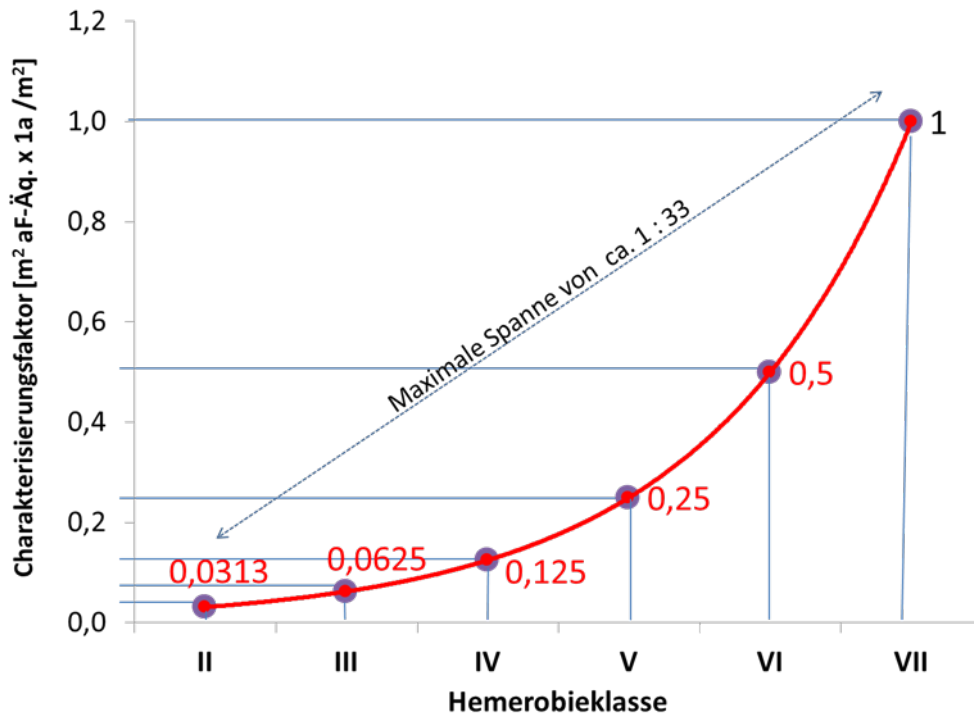


Abbildung 2: Hemerobieklassen und Charakterisierungsfaktoren nach Fehrenbach et al. (2015)

Erweiterung auf andere Flächennutzungsarten

Im aktuell laufenden UBA-Projekt „Flächenrucksäcke“⁴ wird das Hemerobiekonzept mit Kriterien und Messgrößen auf weitere Flächennutzungsarten ausgedehnt. Dies umfasst:

- Eine Überprüfung der Kriterien und Messgrößen in den vorhandenen Katalogen für Wald und Landwirtschaftsflächen
- Eine bessere Differenzierung der Landwirtschaftsflächen in Richtung Grünland
- Eine Anpassung für sogenanntes Unland (v.a. Brachflächen)
- Ein Katalog an Kriterien und Messgrößen für Rohstoffabbauflächen

Weitere Infrastrukturflächen im Bereich Siedlungsflächen, insbesondere Verkehrsflächen sowie spezielle Fälle wie Windenergieanlagen oder Freiland-PV-Anlagen.

2.2.3 Vorarbeiten der Technischen Universität Berlin, Fachgebiet Sustainable Engineering

Die entwicklungsbegleitende Optimierung neuer und bestehender Methoden ist ein Kernaufgabengebiet des Fachgebietes Sustainable Engineering an der Technischen Universität Berlin. Es liegen unzählige Erfahrungen zum Arbeitsbereich der Methodenweiterentwicklung und der Umweltbewertung in der Ökobilanz vor. Dazu gehört zum Beispiel die Entwicklung der folgenden ausgewählten ökobilanzbasierten Methoden.

- WAVE+-Methode (Berger et al. 2018)

⁴ FKZ-Nr. 3717 31 105 0

- BIRD-Methode (Bach et al. 2017)
- RessMob-Methode (Bach et al. 2018)

Im Speziellen wurden am Fachgebiet Sustainable Engineering gerade in den letzten Jahren mehrere Forschungsarbeiten zum Thema Bewertung von Biodiversität innerhalb der Ökobilanz durchgeführt. Dabei ging es neben der Analyse der vorhandenen Stärken und Schwächen vor allem auch, um die Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Biodiversität außerhalb der Landwirtschaft. Ausgewählte Veröffentlichungen zum Thema Biodiversität in Ökobilanzen sind im Folgenden vorgestellt.

“Including biodiversity in life cycle assessment - State of the art, gaps and research needs” (Winter et al. 2017a)

Ziel dieser Studie war es zu analysieren, wie die Biodiversität derzeit in der Ökobilanz betrachtet wird, um somit Grenzen und Lücken aufzudecken und Empfehlungen für die weitere Forschung geben zu können. Dabei wurden Indikatoren für die biologische Vielfalt nach dem Grad der biologischen Vielfalt, den sie bewerten (genetische Arten, Ökosystem) und deren Nutzen für die Ökobilanz betrachtet. Des Weiteren wurden die relevanten Treiber, welche zum Verlust der Biodiversität führen, zusammengefasst und dargestellt wie diese in die Ökobilanz einbezogen sind. In einem letzten Schritt wurden vorhandene Ökobilanzmethoden mit Bezug zur Biodiversität bezüglich ihrer Indikatoren und entsprechenden Treiber untersucht. Die Analyse von 119 Indikatoren zeigt, dass 4% der Indikatoren die genetische Vielfalt repräsentieren, 40% die Artenvielfalt und 35% Ökosystemvielfalt. 21% der Indikatoren berücksichtigen weitere biodiversitätsbezogene Themen. Der am häufigsten betrachtete Treiber für den Verlust der Biodiversität ist die Landnutzung. Andere nachgewiesene Belastungen wurden kaum oder gar nicht berücksichtigt (z.B. Lärm, künstliches Licht). Auf Grundlage der Ergebnisse wurden Empfehlungen bezüglich zukünftiger Forschungsaktivitäten gegeben und Ansätze zur Einbindung von Biodiversität in der Ökobilanz auch außerhalb der Landnutzung skizziert.

Analysing the impacts of various environmental parameters on the biodiversity status of major habitats. (Winter et al. 2017b)

Diese Publikation schlägt einen Ansatz vor, um den Zusammenhang zwischen der Biodiversität und mehreren anthropogen beeinflussbaren Parametern auf Biomebene zu untersuchen. Ziel ist es, die Beziehung zwischen einem einzelnen Parameter und der Biodiversität mittels eines mathematischen Modells innerhalb eines Bioms zu beschreiben. Die Daten des Geographischen Informationssystems (GIS) für die Parameter "mittlerer Boden-pH-Wert", "mittlerer Anteil der Anbaufläche" und "mittlere Temperatur im Juni" für die ganze Welt wurden mit GIS-Daten für die Ökoregionen des WWF überlagert. Mit Hilfe der Software ArcGIS 10.4 (Esri Deutschland GmbH, Kranzberg, Deutschland) wurde ein durchschnittlicher Parameterwert pro Ökoregion für alle betrachteten Parameter ermittelt. Darüber hinaus wurde der Index "Biodiversitätsstatus" eingeführt und für jede Ökoregion anhand der Indikatoren "Anzahl der Arten", "Anzahl der endemischen Arten" und "mittlerer Anteil von Grünland und Wald" für jede Ökoregion ermittelt. Da alle Ökoregionen einem der 14 Biome (im Sinne des WWF) zugeordnet werden können, wurde ein Kruskal-Wallis-Test durchgeführt, um zu analysieren, ob sich die Parameter und der Biodiversitätsstatus zwischen den 14 Biomen unterscheiden. Mittels Regressionsanalyse und Kurvenanpassung wurden mathematische Modelle entwickelt, die den Zusammenhang des Biodiversitätszustands und den Parametern für die 14 Biome beschreiben.

Biodiversity impact assessment (BIA+) - methodological framework for screening biodiversity Winter et al. (2018)

In dieser Publikation wird ein methodischer Rahmen vorgeschlagen, der es Ökobilanzierern ermöglicht, die derzeit fehlenden Auswirkungen auf die Biodiversität auf globaler Ebene zu bewerten. Aufbauend auf bestehenden Modellen, die darauf abzielen, die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten auf die biologische Vielfalt zu quantifizieren, besteht der hierin vorgeschlagene methodische Rahmen aus zwei Komponenten: einem Lebensraumfaktor für 14 wichtige Lebensraumtypen und den Auswirkungen auf den Zustand der biologischen Vielfalt in diesen wichtigen Lebensraumtypen. Der Lebensraumfaktor (auch Habitatfaktor) wird anhand von Indikatoren berechnet, die jeden Lebensraum charakterisieren. Der Biodiversitätsstatus, welcher die Auswirkung charakterisiert, hängt von spezifischen Parametern aus den einzelnen Wirkungskategorien ab. Die Wirkungsfunktionen, die diese verschiedenen Parameter mit einer bestimmten Reaktion auf den Biodiversitätsstatus in Beziehung setzen, basieren auf Expertenurteilen. Um die Anwendbarkeit für Ökobilanzierer zu gewährleisten, können die einzelnen Komponenten auf Länderebene rationalisiert werden; zumindest für die Länder, für die Inventurdaten verfügbar sind. Die Anwendbarkeit dieser Methode wurde im Rahmen der Publikation "Feasibility of applying the biodiversity impact assessment method BIA+: A case study on freshwater biodiversity impacts resulting from phosphorus and 1,4-DCB emitted during the biodiesel production" (Winter et al. 2019) getestet.

Die Vor- und Nebenarbeiten des Fachgebietes zum Thema Biodiversität in Ökobilanzen stellten eine gute Grundlage zur Erfüllung der Projektziele dar.

2.3 Anforderungen an Methoden zur Quantifizierung von Biodiversität

Existierende Methoden und Indikatorensysteme werden nach folgenden Zielebenen eingeordnet und hinsichtlich der dabei zu Grunde gelegten Kriterien für eine naturschutzfachliche Bewertung von Flächen analysiert:

1. Konkrete Methoden aus der Praxis zur Bestimmung der Schwere von Eingriffen und der erforderlichen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, sowie vergleichbare Ansätze im Rahmen von Förderprogrammen.
2. Indikatorensysteme des BfN zum Monitoring der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS), wie insbesondere der Indikator zu „Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert“ (HNV Farmland).
3. Systeme zur ökonomischen Bewertung von Biodiversität.

Die Auswertung erfolgt anhand einer für jede der Zielebenen angelegten Kriterienmatrix, die sich von Basisansatz an den Kriterien und Messgrößen der UBA-Bewertungsmethode für landwirtschaftliche Flächen orientiert. Dies soll Hilfestellung für die Ausgestaltung einer Wirkungskategorie „Biodiversität“ für die Bewertung von Produkten und Dienstleistungen geben. Mit der Matrix werden die in den Systemen enthaltenen Kriterien und Indikatoren im Einzelnen sowie die Systeme jeweils nach Vor- und Nachteilen für die vom Vorhaben gesetzte Aufgabenstellung analysiert. Das Ergebnis stellt eine Art Ranking von Ansätzen, Indikatoren und Methoden dar.

2.3.1 Naturschutzfachliche Bewertungsmethoden im Rahmen der Eingriffsregelung

2.3.1.1 Ansätze in Deutschland

Zunächst ist festzustellen, dass in Deutschland zahlreiche z.T. sehr unterschiedliche Verfahren in Anwendung sind, um den ökologischen Wert einer Fläche für die Kompensation eines Eingriffs zu bestimmen. Dabei ist die Durchführung einer solchen Bewertung nach Bundesnaturschutzgesetz sowie der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) im Grunde gesetzlich vorgeschrieben. Die Zuständigkeit obliegt dabei den Bundesländern, wobei es selbst innerhalb der Bundesländer häufig kein einheitliches Standardverfahren gibt. Häufig wird das angewandte Verfahren nach den Präferenzen auf der Ebene der Naturschutzbehörden (Regierungsbezirke) definiert.

Nach einer durchgeführten Systematisierung solcher Verfahren von Bruns (2007) sowie nach einer aktuellen Analyse durch das ifeu können folgende Typen grob unterschieden werden: Biotopwertverfahren, Biotoptypen, Herstellungskostenansatz und verbalargumentative Verfahren. In der Praxis bzw. den Vorgaben und Empfehlungen der Bundesländer sowie Naturschutzbehörden finden sich überwiegend Biotopwertverfahren nach dem Prinzip der Ökopunkte, die grundsätzlich mit der Zuordnung zu Biotoptypen beginnen. Die Grenzen zwischen den Verfahrenstypen sind in der konkreten Anwendung somit fließend. Tabelle 2 zeigt am Beispiel der Bundesländer Baden-Württemberg, Bayern und Nordrhein-Westfalen auf, welche Kriterien/Indikatoren dabei zum Ansatz kommen. Ähnlich gestaltet sich dieses Bild für die Mehrzahl aller Bundesländer.

Tabelle 2: Auswahl von Bewertungsverfahren mit Auswertung der zu Grunde liegenden Bewertungskriterien

| | Baden-Württemberg Vogel, Breunig (2005) | Bayern LfU (2001) | Nordrhein-Westfalen Biedermann et al. (2008) |
|---|---|--|---|
| Prinzip des Bewertungsverfahrens | „Ökopunkte“ mit 64 Punkte Skala, Grundwert für Biotyp, mit Faktor für Ausprägung: | „Biotoptypenlisten“ typisierte Nutzflächen 4 Ackertypen, 6 Grünlandtypen, mit Punkten (jeweils 0 - 4) für Gefährdung, Wiederherstellbarkeit, Naturnähe | „Biotoptypenlisten“ Wertskala 1- 10 typisierte Nutzflächen mit Bewirtschaftungsparametern + Zielbiotopwerte für Acker und Grünland |
| Artenaufkommen | | | |
| Artenzahl | Faktoren für Acker: x 1,2 mäßig bis sehr artenreich x 0,8 sehr artenarm | - Fast völlig fehlende oder verarmte Ackerbegleitflora - Artenreiche Ackerbegleitflora | Acker: - Wildkrautarten fehlen weitgehend - wildkrautreich |
| Seltenheiten | x 2,0 Restbestände wertgebender Arten x 1,2 Sonderstandorte | 2 Gruppen: 1. Häufig auftretende, standorttypische Segetal-Arten 2. Seltene Segetal-Arten (RL) | + 1 Wertpunkt für RL-Arten |
| Strukturdiversität | | | |
| Schlaggrößen | - | - | Unterteilung der Bewirtschaftungseinheit in Parzellen < 1 ha (Zielbiotope) |
| Struktur in der Flur | Feldhecken, Säume mit hohen Punktzahlen | - | Gehölzstreifen und Einzelbäume mit hoher |

| | Baden-Württemberg Vogel, Breunig (2005) | Bayern LfU (2001) | Nordrhein-Westfalen Biedermann et al. (2008) |
|--|---|---|---|
| | | | Wertigkeit |
| Boden | | | |
| Intensität der Bearbeitung | | ein- bis mehrfache Bodenbearbeitungen (Pflügen, Eggen, usw.), | Belassen der Stoppeln bis Ende Februar Grubbern oder Flachpflügen (Zielbiotope) |
| Bodenbedeckung | | zeitweilige Vegetationsfreiheit, abrupte und flächendeckende Biomasseentnahme (Ernte) | |
| Fruchtfolgen (Ackerland) | | vielfältige Fruchtfolgen | |
| Schnitthäufigkeit, Beweidungsintensität (Grünland) | | 1- bis 2-schürige (gelegentlich 3-schürige) Wiesen mit spätem ersten Schnitt | |
| Stofflicher Input | | | |
| Düngungsintensität | Faktor x 0,8 stark beeinträchtigt durch Düngung | Grünland: über Anteil von Stickstoff- /Magerkeitszeiger bewertet | Keine N-Düngung (Zielbiotope) |
| Düngeweise | | Acker: Ökologischer Landbau (nur Wirtschaftsdünger) | Keine N-Düngung (Zielbiotope) |
| Pestizideinsatz | | Biozide, sonstige ertragssteigernde Mittel (z.B. Halmverkürzungsmitteln), | Verzicht auf Herbizide (Zielbiotope) |

Naturschutzfachliche Bewertungsmethoden im Rahmen von Förderprogrammen setzen – sofern sie von Bundesländern ausgehen – auf die gleichen oder vergleichbaren Ansätze, die für Kompensationsregelungen angewandt werden. So wird z.B. von projektintegrierten Kompensationsmaßnahmen (PIK) in Bayern und NRW gesprochen. Nicht viel anders ist das Programm FAKT (Förderung - Agrarumwelt, Klimaschutz und Tierwohl) in Baden-Württemberg konstruiert. Naturschutzbezug weisen hier v.a. folgende Kriterien auf:

- Schlaggröße (je größer, desto geringer die Förderung)
- Anbau von Zwischenfrüchten (Bodenbedeckung) und Blühstreifen
- Verzicht auf
 - Tiefpflügen
 - N-Düngung (bzw. Mineraldünger)
 - Herbizide

Damit schließen die Programme der Bundesländer sich auch eng an die Vorgaben der EU für einen guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (GLÖZ) nach den Cross-Compliance-Bestimmungen an.

2.3.1.2 Ansätze in anderen Ländern der EU

Grundsätzlich gilt innerhalb des gesamten EU-Raums, dass dem Nettoverlust von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen bis zum Jahr 2020 Einhalt geboten werden soll. Dazu hat die Europäische Kommission im Jahr 2014 die sogenannte No Net Loss (NNL) Initiative

gestartet. Die NNL Initiative soll Sorge tragen, dass bei der Beanspruchung von Gebieten, die nicht durch die FFH-Richtlinie oder Natura 2000 abgedeckt sind, eine angemessene Kompensation stattfindet, sodass insgesamt kein Rückgang von Biodiversität oder Ökosystemdienstleistungen zu verzeichnen ist. Die Instrumente und Methoden zur Bewertung und Quantifizierung innerhalb der EU Mitgliedsstaaten sind jedoch recht variabel (Rayment et al. 2014).

In Großbritannien hat das Ministerium für Umwelt, Ernährung und Angelegenheiten des ländlichen Raums (DEFRA) eine allgemeine Empfehlung für die Bewertung von Biodiversität ausgesprochen, die auf lokaler und regionaler Ebene umgesetzt wird. Für den sogenannten Biodiversity Metric 2.0 wurde im Jahr 2019 ein Tool als Beta-Version veröffentlicht, das für einen beliebigen Standort eine Bewertung der Biodiversität liefert. Die folgenden Informationen werden für die Bewertung benötigt: Habitattyp, Größe der Fläche, Zustand jedes einzelnen Habitattyps innerhalb der untersuchten Fläche, ökologische Vernetzung der Flächen sowie Schutzstatus (Natural England 2019). Die Habitattypen basieren auf der sogenannten UKHab Habitatklassifizierung, die in einem hierarchischen Ansatz jede Fläche innerhalb Großbritanniens über fünf Stufen einordnet (Butcher et al. 2018). Stufe 1 teilt dabei in terrestrische, Süß- und Salzwasser Ökosysteme ein, Stufe 2 unterscheidet 9 Ökosystemtypen, Stufe 3 sortiert in 20 grobe Habitattypen, Stufe 4 unterscheidet darüber hinaus 80 Habitats und Stufe 5 berücksichtigt 104 weitere Habitats für die Integration mit den Habitattypen des Annex I der EU FFH-Richtlinie. Für den Zustand der Fläche gibt es drei Kategorien: hoch, mittel und niedrig. Es werden also ähnliche Faktoren und Indikatoren wie in deutschen Ansätzen zur Bewertung herangezogen.

In Frankreich hingegen beziehen sich Methoden zur Bewertung von Biodiversität an einem gegebenen Standort immer noch in erster Linie auf die Fläche (Vaissiere et al. 2018). Es ist gängige Praxis, dass eine umgewandelte Fläche kompensiert werden kann, indem sie schlicht im Verhältnis 1:1 ersetzt wird. Dies gilt häufig für Waldhabitats, obwohl das Verhältnis 5:1 erreicht werden kann, wenn es sich um besonders wertvolle Flächen handelt. Der tatsächliche Anspruch für das erwartete Flächenverhältnis, in dem aufgeforstet oder renaturiert werden soll, wird von Fall zu Fall lokal entschieden und ist oft nicht transparent dargelegt. Offensichtlich ist die Bewertung rein auf Flächenbasis eine grobe Herangehensweise und eine Qualifikation der jeweiligen Fläche durch Multiplikation des Werts bei besonderer ökologischer Relevanz reicht nicht aus, wenn es kein transparentes und allgemein gültiges System für die Bewertung gibt. Eine Diskussion zu einer Vielzahl von methodischen Verbesserungen und Weiterentwicklungen ist derzeit im Gange (Vaissiere et al. 2018).

2.3.1.3 Ansätze außerhalb der EU

Darüber hinaus wurden Ansätzen zu naturschutzfachlichen Bewertungsmethoden außerhalb der EU vergleichend recherchiert, um international Best Practice Methoden zu berücksichtigen. Die gesetzlichen Regelungen für die Umsetzung von Offsets können aufgrund unterschiedlicher geographischer und institutioneller Einflüsse von Land zu Land und von Region zu Region recht unterschiedlich sein (Rayment et al. 2014).

USA

In den USA liegen einige Erfahrungen mit Kompensationsmaßnahmen in Form des sogenannten Wetland Banking zum Erhalt und Schutz von Feuchtgebieten und dem Conservation Banking für den allgemeinen Natur- und Artenschutz. Die Umsetzung dieser Vorgaben

ist sehr dezentralisiert und wird größtenteils von lokalen Behörden wie dem US Army Corps of Engineers oder dem US Fish and Wildlife Service ausgeführt. Der Fokus liegt vor allem auf dem Management von Feuchtgebieten, für das im Jahr 2008 die Final Compensatory Mitigation Rule verabschiedet wurde. Trotz der Bemühungen, allgemeingültige Standards zu schaffen, variiert die Qualität der Bewertung und der Kompensation nach wie vor stark (Rayment et al. 2014). Eine wichtige Entwicklung war die Schaffung sogenannter akkreditierter Habitat Banks, die formal und rechtlich die Verantwortung dafür übernehmen, dass Kompensationsmaßnahmen auch tatsächlich im korrekten Umfang ausgeführt werden (Rayment et al. 2014).

Australien

In Australien haben sich nach der Revision der Naturschutzgesetzgebung auf Bundesstaatsebene mehrere Programme zum Erhalt von Biodiversität und zum Offsetting von Biodiversitätsverlusten etabliert (Rayment et al. 2014). Im Staat Victoria gibt es den Ansatz der EcoMarkets, die in verschiedenen Initiativen (z.B. BushTender, EcoTender und Bush Broker) dafür sorgen, dass Eingriffe in die natürliche Vegetation angemessen kompensiert werden. Die Quantifizierung erfolgt über die Messgröße des sogenannten Habitat Hectare Metric (Habitat-Hektar). Damit können Gewinne und Verluste des Vegetationszustands quantifiziert werden. Dazu wurden zehn ökologische Vegetationsklassen (ecological vegetation classes, EVCs) bestimmt. Diese EVCs sind wiederum durch zehn ökologische Habitatindikatoren definiert (z.B. Anzahl alter Bäume, Ausmaß des Kronendachs, Ausbildung der Krautschicht, etc.). Zur Bewertung werden der Umfang der Fläche und die Qualität der Fläche multipliziert. Die Indikatorenwerte sind nach Relevanz gewichtet. Vor dem Eingriff wird zunächst mit Hilfe dieser Indikatoren die Schwere des Eingriffs durch einen Vorher-Nachher-Vergleich berechnet. Als Referenz dient ein ungestörtes Habitat. Nach Bewertung aller zu erwartenden Veränderungen kann so abgeschätzt werden, wieviel Prozent Natürlichkeit nach dem Eingriff zu erwarten sind. Diese prozentuale Änderung des Natürlichkeitszustands wird dann mit der betroffenen Fläche multipliziert und ergibt den Habitat-Hektar. Umgekehrt können so auch Verbesserungen einer Fläche beschrieben werden (Rayment et al. 2014). Das Biodiversity Offsets Scheme in New South Wales ist seit 2017 bindend und strebt ebenfalls die Kompensation von Biodiversitätsverlusten an. Akkreditierte Gutachter können mit Hilfe eines Online Tools ein Biodiversity Assessment durchführen, bei den Standortdaten erhoben werden müssen. In beiden Bundesstaaten verstehen sich die Programme als Plattform, um z.B. Bauunternehmen, die Verluste verursachen, mit Landeigentümern, die durch Naturschutzmaßnahmen die lokale Biodiversität erhöhen, zu vernetzen. Mit solchen biodiversity credits und biodiversity debits ist dann ein Handel möglich (NSW Department of Planning, Industry and Environment 2020).

Südafrika

Die Region Western Cape in Südafrika ist außergewöhnlich bedeutsam für die weltweite Biodiversität, da sich hier Elemente von zwei Biodiversitäts-Hotspots vereinen (Die Kapflora und die Sukkulentenkaroo). Daher kommen dort Offsets zum Einsatz, die vor allem der Risikovermeidung für diese seltenen Habitate dienen sollen (Rayment et al. 2014). Bei der Berechnung von Kompensationsmaßnahmen geht es in erster Linie um die Größe der Fläche, die von einem Eingriff betroffen ist. Diese wird mit dem Gefährdungsstatus des betroffenen Habitats oder Ökosystems multipliziert, der sich ebenfalls aus der Fläche ergibt, auf der das jeweilige Ökosystem intakt vorhanden ist (>80% intakt = wenig bedroht, >60% aber <80% intakt = gefährdet, >36% aber <60% = stark gefährdet, 16-35% = vom Ausster-

ben bedroht). Das erklärte Ziel ist, dass kein Ökosystem durch Eingriffe als vom Aussterben bedroht eingestuft wird, d.h. die Kategorie „stark gefährdet“ soll mindestens erhalten bleiben. Für das Offsetting gibt es in systematischen Biodiversitätsplänen identifizierte Flächen, die bisher keinen Schutzstatus haben, aber für die Eingliederung priorisiert werden sollten. Mit der Aufwertung dieser Flächen können also Eingriffe besonders effektiv kompensiert werden (Rayment et al. 2014).

Kurzresümee

Die in Tabelle 2 für die Strukturierung angesetzten Basiskriterien sind ausreichend für die im Rahmen von Eingriffsregelungen vorgegebenen Kriterien. Unterschiede bestehen in den konkreten Ausgestaltungen der Biotoplisten, von Faktoren und Faktorwerten sowie der gesamten Berechnungslogik für „Punktzahl“ und damit den Biotopwert.

Eine wesentliche Eigenart der Biotopwertverfahren ist dabei, dass die Kataloge bereits sehr differenzierte Biotoparten vorgeben. Die Anwendung setzt damit eine Identifikation und Zuweisung zu einer spezifischen Biotopart voraus. Dies ist ein adäquater Ansatz für die Bewertung durch intensive Begehung und Kartierung einer konkreten, von einem Eingriff betroffenen Fläche. Für eine in die Ökobilanz integrierte Methode erscheint ein solcher Ansatz mit zu hohem Felderhebungsaufwand verbunden.

International hat sich gezeigt, dass die Bewertung von Biodiversität auf sehr unterschiedlichem Niveau stattfindet. Zum einen steht Deutschland in der Kritik, weil sich durch die Vielzahl von Methoden und Ansätzen in den einzelnen Bundesländern ein uneinheitliches Bild ergibt (Rayment et al. 2014). Es sollte daher ein umsichtiger Mittelweg zwischen einer allgemeinen Standardisierung und der Berücksichtigung von lokalen Besonderheiten angestrebt werden. Zum anderen gilt der deutsche Methodenkatalog jedoch als durchaus fortschrittlich, da er deutlich über eine reine Flächensubstitution (vgl. Frankreich oder Südafrika) hinausgeht. Es zeigt sich, dass es international nicht einen idealen Best Practice Ansatz gibt, vielmehr vereinen Best Practice Beispiele die folgenden Aspekte (Rayment et al. 2014): bindende vertragliche Regelungen, langfristige Managementpläne, eine rechtliche Grundlage, um Flächen dauerhaft unter Naturschutz zu stellen, Absicherung gegen zukünftige Landnutzungsänderung, sichere Finanzierung von Naturschutzmaßnahmen sowie Absicherung im Falle eines Scheiterns der angestrebten Schutzmaßnahmen. Nur so kann langfristig Biodiversitäts- und Naturschutz sichergestellt werden.

2.3.2 Indikatorensysteme zum Monitoring der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS)

Internationale und nationale Strategien zum Erhalt von Biodiversität erfordern Monitoring, wozu es wiederum Indikatoren zur Messung und Bewertung von Biodiversität erfordert. In Tabelle 4.6 sind Indikatoren zusammengestellt, die

- vom Sekretariat der CBD als Guidelines für ein Impact Assessment für Biodiversität (CBD/CEA 2006)
- vom BMU für den Indikatorenbericht zur NBS

empfohlen bzw. verwendet werden.

Aus der Zusammenstellung in Tabelle 3 wird deutlich, dass auch diese Indikatoren sich sehr gut mit der Struktur der Basiskriterien in Deckung bringen lassen. Als übergreifende Strategien greifen sie dabei auch Kriterien auf, die anders als die der konkreten lokalen

Eingriffsregelung, großräumige Landschaftsaspekte wie Fragmentierung adressieren. Außerdem beinhalten sie Indikatoren, die den bisherigen Kriterienrahmen erweitern, wie z.B. invasive Arten, die genetische Vielfalt in der Landwirtschaft, der Einsatz „Grüner Gentechnik“ (GVO), der Erhalt von FFH-Flächen oder auch gesellschaftspolitische Fragen wie gesellschaftliches Bewusstsein für biologische Vielfalt.

Tabelle 3: Indikatoren aus dem Kontext von CBD und NBS

| | CBD - Convention on Biological Diversity (CBD/CEA 2006) | NBS - Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt BMUB (2015) |
|---|---|--|
| Artenaufkommen | | |
| • Vielfalt | - | 2.1 Komponenten der biologischen Vielfalt 2.1.1 Artenvielfalt und Landschaftsqualität 2.3.4 Genetische Vielfalt i. d. Landwirtschaft |
| • Seltenheiten | - | 2.1.2 Gefährdete Arten |
| • invasive Arten / GMO | VI. Introduction of invasive, alien and/or genetically modified species | 2.1.4 Invasive Arten 2.3.5 Gentechnik in der Landwirtschaft |
| • weitere Kriterien zur ökologischen Bewertung der Flur | - | 2.1.3 Erhaltungszustand der FFH-Lebensräume und FFH-Arten 2.3.3 Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert [siehe Text] |
| Strukturdiversität | | |
| • großräumige Struktur | II. Fragmentation and isolation | 2.1.1 Artenvielfalt und Landschaftsqualität 2.1.5 Gebietsschutz 2.1.6 Ökologischer Gewässerzustand 2.1.7 Zustand der Flussauen 2.2 Siedlung und Verkehr 2.2.1 Flächeninanspruchnahme 2.2.2 Zersiedelung der Landschaft 2.2.3 Landschaftszerschneidung |
| Boden | | |
| • Intensität der Bearbeitung | - | - |
| • Bodenbedeckung | - | - |
| • Fruchtfolgen | - | - |
| • Schnitthäufigkeit (Grünland) | III. Extraction, harvest, or removal of species | - |
| Stofflicher Input | | |
| • grundsätzliches zur Bewirtschaftungsweise | IV. External inputs such as emissions, effluents, chemicals | 2.3.1 Agrarumweltmaßnahmen 2.3.2 Ökologischer Landbau 2.3.8 Nachhaltige Forstwirtschaft |
| • Düngungsintensität | - | 2.3.6 Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft 2.3.7 Eutrophierende Stickstoffeinträge |
| • Düngeweise | - | - |
| • Pestizideinsatz | - | - |

| | CBD - Convention on Biological Diversity (CBD/CEA 2006) | NBS - Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt BMUB (2015) |
|------------------|---|---|
| Sonstiges | I. Changes in land use and land cover V. Disturbance VII. Restoration | 2.4 Klimawandel 2.4.1 Dauer der Vegetationsperiode 2.5 Gesellschaftliches Bewusstsein 2.5.1 Bewusstsein für biologische Vielfalt |

Die Monitoring-Indikatoren zur NBS enthalten unter Kapitel 2.3.3 „Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert“. Dies nimmt Bezug auf das Konzept des High Nature Value Farmland (HNV-Farmland), welches für die hier vorliegende Analyse von besonderer Bedeutung ist. Unter HNV-Farmland versteht man Landwirtschaftsfläche, welche einer extensiven Nutzung unterliegt, ein kleinräumiges Mosaik von genutzten und ungenutzten Flächen bildet und/oder seltenen oder gefährdeten Arten einen Lebensraum bietet (BfN 2014). Dieses Leitbild entspricht damit dem, welches dem Hemerobie-Ansatz von Fehrenbach (2000) bzw. Fehrenbach et al. (2015) für Landwirtschaftsfläche zu Grunde liegt.

Die Einteilung von HNV-Farmland in eine der drei Qualitätsstufen (I: sehr hoher Naturwert; II: hoher Naturwert; III: mäßig hoher Naturwert) erfolgt jedoch vorrangig anhand der Erfassung von Kerntaxa, sprich Pflanzenarten, deren Vorkommen die Zuordnung zu einer HNV-Fläche begründet. Zusätzlich werden auch Landschaftselemente (z.B. Baumreihen, Hecken, Gräben, Staudensäume) erfasst und für eine Einteilung nach den drei Qualitätsstufen mit jeweils speziellen Kriterien bewertet.

Zusammenfassend ist für den HNV-Farmland-Ansatz festzustellen, dass die adressierten Kriterien sich auf den Komplex Artenvielfalt und Seltenheit (Kerntaxa) und Strukturdiversität (Landschaftselemente) konzentrieren.

2.3.3 Bewertungssysteme zur ökonomischen Bewertung von Biodiversität

Neben den vorrangig untersuchten Ansätzen zur Bewertung der Biodiversität von Landnutzung gibt es auch Bewertungssysteme zur ökonomischen Bewertung von Biodiversität. Einen besonderen Stellenwert nimmt hier die internationale TEEB-Studie (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) ein, die neben Biodiversität auch die Bewertung von Ökosystemleistungen zum Schwerpunkt hat. Die Indikatoren für die Bewertung von Biodiversität im Bericht von TEEB (2010) beziehen sich mit jeweils Ansatz auf Diversität, Quantität, Zustand und Belastung.

Tabelle 4: TEEB-Indikatoren

| Diversität | Quantität | Zustand | Belastung |
|---|--|--|--|
| Artenreichtum Endemismus Beta-Diversität verwandtschaftliche Vielfalt Genetische Vielfalt Funktionale Diversität | Ausbreitung und geographische Verteilung von Arten und Ökosystemen Abundanz / Populationsgrößen Biomasse / Nettoprimärproduktion (NPP) | Bedrohte Arten und Ökosysteme Rote Liste Index Verbund / Fragmentierung Ökosystemdegradation Nährzustand (marin) Veränderte Störungsmuster Intaktheit von Populationen | Landnutzungsänderung Klimawandel Schad- und Nährstoffeinträge (über Luft) Human Appropriated Net Primary Productivity (HANPP) Nutzungsgrad invasive Arten |

Quelle: TEEB (2010). Fett: Indikatoren, die sich in die Systematik der vorausgehenden Tabellen einordnen lassen.

Die MAES-Initiative (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services) dient der

Umsetzung des 2. Zieles der EU-Biodiversitätsstrategie (EU 2011)⁵, speziell der Maßnahme 5, die die Mitgliedsstaaten anhält, bis 2014 ihre Ökosystemleistungen zu kartieren und zu bewerten und bis 2020 den ökonomischen Wert dieser Leistungen zu prüfen. Hierzu wurden jeweils sehr umfangreiche Kriterienkataloge für die Ökosystemleistungen Wald, Acker- und Grünland sowie Süßwasser- und Meeressysteme entwickelt. Sie dienen sowohl der Bestimmung des Zustands der Ökosysteme als auch der Ermittlung der monetären Leistung.

Die Indikatoren für die Bewertung des ökologischen Zustands von Acker- und Grünland sind in Tabelle 5 zusammengefasst. Diese nehmen Bezug auf Indices und Indikatoren aus der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP) und andere Rahmenvereinbarungen. Somit sollten Daten über diese Indikatoren auf der nationalen oder europäischen Ebene verfügbar sein. In der Landwirtschaft sollten diese unter den Agrarumweltprogrammen (AEI) oder Common Context Indicators (CCI) gemäß GAP beobachtet werden. Dazu kommen Streamlining European Biodiversity Indicators (SEBI), worunter durch die EEA (2012) globale, europäische und EU-Anforderungen an Indikatoren im Bereich Biodiversität für die europäische Ebene zusammengeführt werden.

Tabelle 5: MAES-Indikatoren

| Treiber/Belastungen | Zustand | Biodiversität |
|--|---|---|
| Intensivierungs-/Extensivierungsgrad a) | Bodenqualität ^{a)} | Genetische Vielfalt^{a)} |
| Spezialisierung ^{a)} | Organikgehalt des Bodens ^{b)} | Populationsentwicklung von Vögeln (Ackerland) (farmland bird index)^{a, b)} |
| Risiken der Nutzungsaufgabe ^{a)} | Schutzstatus für Arten und Habitate ^{c)} | Rote Liste Index europäische Arten^{c)} |
| Nährstoffbilanz^{a, b)} | | Artenreichtum (länderspz.) |
| Druck auf Arten | | Aufkommen und Verteilung ausgewählter Arten (Acker: Vögel; Grünland: Schmetterlinge) ^{c)} |
| Pestizidrisiken (Acker)^{a)} | | |
| Bodenerosion durch Wasser (Acker) ^{a, b)} | | |

Quelle: EU (2010)

Fettdruck: Indikatoren, die sich in die Systematik der vorausgehenden Tabellen einordnen lassen.

a) AEI: Indikator aus Agrarumweltprogramm, b) CCI: Common Context Indicator, c) SEBI: Streamlining European Biodiversity Indicator

Abschließend sei das Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP 2009) erwähnt, welches einen Prinzipienkatalog für gute Praxis zur Vermeidung weiterer Biodiversitätsverluste (no net loss) aufgrund wirtschaftlichen Handelns erstellt hat (BBOP 2012). Der im Namen enthaltene Begriff Offset macht dabei klar, dass es sich um Kompensationsmaßnahmen handelt, wie z.B. die Anrechnung von Naturschutzmaßnahmen an anderer Stelle (vgl. Ökopunkte). Die darin umfassend beschriebenen Prinzipien, Kriterien und Indikatoren strukturieren den Prozess hin zu einer guten Praxis von Planung und Umsetzung der Bio-

⁵ Ziel 2: Erhaltung und Wiederherstellung von Ökosystemen und Ökosystemdienstleistungen

Maßnahme 5: Verbesserung der Kenntnisse über Ökosysteme und Ökosystemdienstleistungen in der EU

diversitätsoffsets in Übereinstimmung mit allen relevanten nationalen und internationalen Gesetzen sowie CBD-Abkommen. Konkrete Kriterien, wie Biodiversitätsverluste zu erheben und zu bewerten sind, enthalten die BBOP-Guidelines jedoch nicht. Die Anleitung zur „guten Praxis“ konzentriert sich auf prozessuale Abläufe (Einbindung in UVP oder SUP, Stakeholder Konsultation u.a.).

2.4 Zusammenfassung

Dieser Überblick kann nur einen schlaglichtartigen Einblick in die Vielzahl an vorhandenen Methoden und Systeme zu naturschutzfachlichen Bewertungsmethoden und Biodiversitätsindikatoren geben. Es zeigt sich dennoch, dass sich die relevanten Kriterien, Indikatoren oder Messgrößen gut eingrenzen lassen. Die angesetzte Struktur des Hemerobiekonzepts (Fehrenbach 2000, Fehrenbach et al. 2015) eignet sich gut, um die Vielzahl an Kriterien/Indikatoren

- aus der Biotopwertbestimmung für die Eingriffsregelungen oder für Förderprogramme und Messgrößen,
- für das Monitoring unter der NBS oder
- die ökonomischen Bewertungssysteme für Biodiversität und Ökosystemleistungen

in einen Rahmen zu fassen. Von den Kriterien und Messgrößen des Hemerobiekonzepts bisher nicht abgedeckt sind folgende Aspekte:

- Genetische Diversität der Anbaufrüchte (nur über die Bewertung von Fruchtfolgen), sowie andere Formen der Diversität wie z.B. funktionale Vielfalt,
- der Einsatz genetisch veränderter Organismen (GVO) im Sinne der „Grünen Gentechnik“,
- nicht heimische invasive Arten und
- der Status und Erhalt von FFH-Flächen und anderen Schutzgebieten.

Eine Annäherung an die Indikatoren der MAES-Initiative könnte von großem Vorteil sein, da diese neben einer guten Deckung mit den Kriterien und Messgrößen des Hemerobiekonzepts auf verfügbare Daten im europäischen Agrarraum, aber auch für Waldflächen schließen lassen.

3 Ziele des Projekts LC.Biodiv.IA

Ziel des Projektes war es, eine anwenderfreundliche Methode zur Bewertung von Biodiversität innerhalb der Ökobilanz zu entwickeln. Um diesem Ziel gerecht zu werden, wurde zunächst der Bedarf aus Ökobilanzperspektive als auch der Bedarf seitens der Biologie ermittelt. Dabei sollte auf Grundlage von vorhandenen Methoden eingeschätzt werden, welche Lücken derzeit bestehen und welche methodischen Bewertungen bereits vorhanden sind. Des Weiteren galt es festzustellen welche Stärken und Schwächen vergleichbare Methoden aufweisen und welche Voraussetzungen erfüllt sein müssen, um eine anwenderfreundliche und gleichzeitig realistische Methode zu entwickeln.

Auf Grundlage der in den Kapiteln 2.1 und 2.3 ermittelten Ergebnisse, sollte eine Methode unter Berücksichtigung der aktuellen Möglichkeiten der Ökobilanz entwickelt werden. Dabei galt es, die Voraussetzungen seitens der Ökobilanz als auch die Rahmenbedingungen seitens der Biologie in Einklang zu bringen. Biodiversität und die Auswirkungen von Produkten auf diese sollten bestmöglich wieder gespiegelt werden und gleichzeitig innerhalb einer anwendbaren Methode berechenbar sein.

Da die Differenzierung von Biodiversität in der Ökobilanz auf einer zumeist niedrigen Auflösung stattfindet, galt es die Unterschiede der Biodiversität möglichst detailliert wieder zu geben. Demnach sollte ein Gewichtungsfaktor in die Methode integriert werden, welcher anwenderfreundlich ist und gleichzeitig die Vielfältigkeit von Biodiversität auf höherer Auflösung aufgreift und wiedergibt.

Die zu entwickelnde Methode sollte in zwei Fallstudien getestet werden. Ziel war es zum einen die Möglichkeiten und Schwächen der Methode aufzudecken und zum anderen eine Anleitung an einem Beispiel zu verfassen. Die Funktionsweise und Weiterentwicklungspotenziale der Methode sollten hier verdeutlicht werden.

4 Methodik zur Abbildung der Wirkungen von Prozessketten auf die Biodiversität

4.1 Kriterien

Das Schutzgut Biodiversität wird im Rahmen des Biodiversity Impact Assessments anstelle einer auf Artenzahlmessung (α -Biodiversität) begründeten Quantifizierung durch auf Hemerobie (Naturferne) bezogene Kriterien charakterisiert. Der aus der Landschaftsökologie stammende Begriff wurde ursprünglich zur Bewertung der Störung von Vegetation entworfen (Jalas 1955) und durch Sukopp (1972) zu einem System zur Einordnung von Lebensräumen und Vegetationstypen weiterentwickelt. Dabei hat sich die Verwendung einer ordinalen Skala von ahemerob (keine anthropogenen Einflüsse) bis metahemerob (Biozönose vollständig vernichtet) in je nach Autor modifizierter Klasseneinteilung durchgesetzt (Kowarik 1999).

Der Hemerobieansatz wurde von Giegrich und Sturm (1996) zur Bewertung von Naturraumbeanspruchung als Wirkungskategorie in die Ökobilanz eingeführt und durch das Umweltbundesamt in die sogenannte UBA-Bewertungsmethode (UBA 1999) aufgenommen. Seither wurde das Konzept stetig weiterentwickelt (Fehrenbach et al. 2015). Aktuell erfolgen Weiterentwicklungen auch im Rahmen eines laufenden Forschungsprojekts des UBA, mit welchem dieses Vorhaben in engem Austausch steht.

Da sich Hemerobie nicht mit einem einzigen messbaren Parameter ausdrücken lässt und sich je nach Landnutzungsart unterschiedlich ausprägt, bedarf es Kriterien, die auf die jeweilige Landnutzungsart zugeschnitten sind. Durch Giegrich und Sturm (1996) und Fehrenbach et al. (2015) liegen Kriterienkataloge für Wald- und Forstsysteme sowie für Landwirtschaftsflächen bereits vor. Im oben genannten laufenden UBA-Projekt wurden Erweiterungen v.a. für Flächen des Rohstoffabbaus, aber auch für Siedlungsflächen sowie Branchen vorgenommen. Somit liegen für dieses Vorhaben Kataloge mit Kriterien und Messgrößen zu folgenden Landnutzungsarten vor:

- Wald/Forst
- Grünland
- Ackerland
- Brachland
- Rohstoffabbauflächen

Für versiegelte Flächen bedarf es keiner weiteren Kriterien, da solche Flächen nach dem Hemerobieansatz den maximal ungünstigen Fall darstellen und somit in einer Skala für den Biodiversitätsbeitrag grundsätzlich bei null liegen.

Für alle Messgrößen eines Kriterienkatalogs werden für eine zu bewertende Fläche die jeweiligen Biodiversitätsbeiträge ermittelt und diese schließlich zum Biodiversitätspotenzial aggregiert (siehe hierzu in Kapitel 4.2).

4.1.1 Übersicht der Kriterienkataloge

Grundsätzlich lässt sich jede Form der Landnutzung innerhalb des Hemerobie-Konzepts abbilden. Für die praktische Anwendung in Ökobilanzen sind Flächen von Interesse, auf denen in relevantem Umfang produziert wird.

Wie vorangehend ausgeführt wurden für fünf Grundtypen der Landnutzung Kataloge mit Kriterien und Messgrößen entwickelt. Dabei überschneiden sich die Kataloge für Ackerland, Grünland und Brachland weitgehend, wie die Zusammenstellung in Tabelle 6 zeigt.

Tabelle 6: Kriterienkataloge für verschiedene Landnutzungsarten

| | Kriterien für Wald/Forst | Kriterien für Acker-, Grün-, Brachland | Kriterien für Rohstoffabbau |
|-------------------|---------------------------------------|---|------------------------------------|
| Zustand Ökosystem | Naturnähe der Waldgesellschaft | Diversität der Begleitflora Strukturdiversität | Schwere des Eingriffs |
| Aktive Eingriffe | Naturnähe des Bodens | Bodenschutz, Stoffeinträge | Schwere des Eingriffs |
| Entwicklung | Naturnähe der Entwicklungsbedingungen | | Biotopentwicklung |
| Entwicklung | Naturnähe der Entwicklungsbedingungen | | Dauerhaftigkeit des Eingriffs |

4.1.2 Kriterien für Wald- und Forstflächen

Kriterien zur Bewertung der Hemerobie von Wäldern oder Forsten orientieren sich an einem Referenzzustand einer sich dem Biom gemäß entwickelnden Waldgesellschaft ohne Einflussnahme des Menschen. Hierbei wird nicht explizit auf die Nähe zur Potentiell Natürlichen Vegetation (PNV) abgestellt, sondern auf das Maß an Beeinträchtigung eines naturnahen Waldökosystems durch die forstliche Bewirtschaftung. Das Waldökosystem wird dabei als Produktionsstätte und Schutzgegenstand zugleich verstanden. Entsprechend dieser Maßgabe werden drei Kriterien definiert, die jeweils in sechs bis sieben Messgrößen operationalisiert werden. Tabelle 7 führt die Kriterien und Messgrößen zur Bestimmung der Naturnähe eines Wald-/Forstsystems auf.

Tabelle 7: Kriterien und Messgrößen für Wald und Forst

| Kriterium | Messgröße |
|--|--|
| Naturnähe der Waldgesellschaft | Naturnähe der Vegetationszusammensetzung |
| | Naturnähe der Anbauten |
| | Relative Baumartenvielfalt |
| | Vertikalen und horizontale Strukturvielfalt |
| | Totholzvorrat |
| | Typische Kleinstrukturen |
| Naturnähe des Bodens | Intensität mechanischer Bodenbearbeitung |
| | Waldzerschneidung |
| | Intensität stofflicher Eingriffe (Kalkung und Düngung) |
| | Intensität stofflicher Eingriffe (Pestizideinsatz) |
| | Kontinuität der Bodenentwicklung |
| | Kontinuität Alter Waldstandorte |
| Naturnähe der Entwicklungsbedingungen | Ungestörter Wasserhaushalt im Oberboden |
| | Spontanität der Vegetationsentstehung |
| | Spontanität der Walderneuerung |
| | Spontanität der Vegetationsentwicklung |
| | Intensität der Pflegeeingriffe |
| | Kontinuität der Vegetationsentwicklung |
| | Intensität der Endnutzung |
| | Annahme zufälliger Entwicklungen |

Quelle: Giegrich, Sturm (1996)

4.1.2.1 Kriterium Naturnähe des Bodens

Das Kriterium Naturnähe des Bodens erfasst das Ausmaß direkter anthropogener Eingriffe in die abiotische und biotische Bodenentwicklung. Die Naturnähe des Bodens wird hierbei nicht über das Vorhandensein bestimmter Merkmale ermittelt, sondern ergibt sich indirekt, über das Fehlen bestimmter Eingriffe. Diese auf bestimmte Eingriffe bezogene Ungestört-heit ist Ausdruck für ein hohes Maß an kontinuierlichen, zufallsbeeinflussten und bodenty-pischen Entwicklungsabläufen (Westphal, Sturm 1995).

Folgende Messgrößen dienen zur Anwendung dieses Kriteriums.

Intensität mechanischer Bodenbearbeitung

Die natürliche, anthropogen ungestörte Bodenstruktur soll geschützt bzw. ihre Entwicklung zugelassen werden. Zulässig sind nach dieser Zielsetzung nur systemkonforme Bodenbe-arbeitungen, die in Art und Intensität auch im natürlichen Waldökosystem vorkommen. Da-zu zählt z.B. eine kleinflächige Bodenverwundung im Oberboden. Bezugsfläche ist die ge-samte angefallene Verjüngungsfläche im Untersuchungszeitraum (Westphal, Sturm 1995). Nach Thünen (2018) werden folgende Arten forstlicher Bodenbearbeitung mit Bodenver-wundung erhoben:

- Grubbern (oberflächlich)
- Abschiebung der Humusauflage (tiefgreifend)
- Vollumbruch (tiefgreifend)

Die Messgröße bezieht sich auf den prozentualen Anteil von sowohl oberflächlich als auch tief bearbeiteten Bodenflächen.

Waldzerschneidung

Wälder sollen aus großen zusammenhängenden Beständen aufgebaut sein. Der Anteil der Waldbodenfläche, die von Wegen eingenommen wird, soll möglichst gering sein. Die We-gedichte sollte daher ein notwendiges Minimum möglichst nicht überschreiten.

Als Maßzahl dient die Wegedichte der LKW-fähigen Wege.

Intensität stofflicher Eingriffe (Kalkung und Düngung)

Bis zum Jahr 2013 wurden im Bundesgebiet insgesamt 3,3 Mio. ha Wald, verteilt auf 10 Bundesländer, gekalkt (Jacob & Andreae 2013). Höhepunkt der Ausbringung war das Jahr 1991 mit einer deutschlandweiten Waldkalkungsfläche von ca. 200.000 ha. In den Folge-jahren ging die jährliche Kalkungsfläche deutlich zurück; sie hat heute ein Niveau von un-gefähr 50.000 ha erreicht.

Das Kriterium verlangt, dass der Stoffkreislauf von Waldökosystemen nicht durch zusätzli-che direkte Stoffeinbringungen verändert wird. Das Ausbringen jedweder chemischen Stof-fe ist daher im Prinzip kritisch zu bewerten. Als Bezugsfläche für die Kalkung gilt die ge-samte Waldfläche des Untersuchungsgebietes. Als Bezugsfläche für die Düngung gilt die gesamte Verjüngungsfläche und sonstige möglicherweise zu düngende Flächen.

Intensität stofflicher Eingriffe (Pestizideinsatz)

Durch die Richtlinie 2009/128/EG (Pflanzenschutzrahmenrichtlinie zur nachhaltigen Ver-wendung von Pestiziden) ist der integrierte Pflanzenschutz für alle EU-Mitgliedsstaaten verbindlich. Die Anwendung von chemischen Pflanzenschutzmitteln im Wald sollte daher

auch aus rechtlichen Gründen nur in sehr geringem Umfang erfolgen. So sollte die Bekämpfung von Insekten für den Bestand oder zum Schutz gelagerten Holzes erfolgen, wenn Erhebungen ergeben haben, dass ohne die Pflanzenschutzmaßnahmen (biologisch oder chemisch) der Bestand in seiner Existenz gefährdet würde (BMEL 2017). Grundsätzlich sollen Wälder ohne jeden Einsatz von Pestiziden bewirtschaftet werden.

Als Bezugsgröße gelten der Holzeinschlag und die Summe aller Schadflächen, Kulturflächen und sonstiger potentieller Begiftungsflächen, die im Untersuchungszeitraum entstanden sind. Beim Holzeinschlag wird das Verhältnis (in %) von dem gesamten zum begifteten Holzeinschlag gewertet. Eine Liste von zugelassenen chemischen Pflanzenschutzmitteln findet sich im Pflanzenschutzmittel- Verzeichnis 2018.⁶ Die Frage, ob Breitband- oder selektives Pestizid, zielt auf Insektizide, die mehr oder weniger spezifisch auf Käfer oder Schmetterlinge oder auch bestimmte Arten wirken (z.B. Borkenkäfer).

Kontinuität der Bodenentwicklung

Die Kontinuität der Bodenentwicklung erfasst das Ausmaß der noch vorhandenen Flächen, auf denen die Bodenentwicklung sich bisher ohne direkte mechanische oder stoffliche Eingriffe vollzogen hat.

Kontinuität Alter Waldstandorte

Alte Waldstandorte sind in ihrer gesamten Entwicklungsdynamik zu schützen. Dieser Schutz erstreckt sich insbesondere auf die Fortgewährleistung der kontinuierlichen Boden- und Vegetationsentwicklung sowie des Stoffkreislaufs. Nichtsystemtypische Bodenbearbeitung, Kahlschlag und jeglicher Einsatz von Chemie wird daher auf Alten Waldstandorten abgelehnt.

Bezugsfläche für die Bodenbearbeitung ist die im Untersuchungszeitraum angefallene Verjüngungsfläche auf Alten Waldstandorten. Bezugsfläche für den Stoffeinsatz sind die im Untersuchungszeitraum angefallenen Verjüngungs- und Schadflächen, Bezugsfläche für den Kahlschlag ist die gesamte Altholzfläche der Alten Waldstandorte.

Ungestörter Wasserhaushalt im Oberboden

Der oberflächliche Wasserhaushalt soll nicht durch direkte Maßnahmen wie Drainagen oder Entwässerungsgräben verändert werden. Entwässerungen jeder Art werden daher abgelehnt. Betrachtet werden nur die forstlich, waldbaulich durchgeführten Maßnahmen, nicht hingegen z.B. Grundwasserabsenkung durch Trinkwasserentnahme.

Als Bezugsfläche werden alle feuchten und nassen Standorte gewählt, die bei Entwässerung eine höhere Produktionsleistung erbringen würden.

4.1.2.2 Kriterium Naturnähe der Waldgesellschaft

Das Kriterium Naturnähe der Waldgesellschaft erfasst die momentane (statische) Ausstattung eines Waldes mit Baumarten, Totholz und Kleinstrukturen und bewertet das Ausmaß der Übereinstimmung mit der natürlichen Waldgesellschaft (NWG). Der Vergleich umfasst neben der Naturnähe der Baumartenzusammensetzung auch die natürliche Vielfalt der Baumarten, die Strukturvielfalt der Bestände und als gesondertes Strukturmerkmal das

⁶

https://www.bvl.bund.de/DE/Arbeitsbereiche/04_Pflanzenschutzmittel/01_Aufgaben/02_ZulassungPSM/01_ZugelIPSM/05_Verzeichnis/psm_ZugelIPSM_Verzeichnis_node.html. Zugriffen 28.11.20198

Vorhandensein von Totholz. Das Vorkommen seltener Arten ist häufig an natürliche Kleinstrukturen gebunden, so dass deren Erfassung Rückschlüsse über die Lebensmöglichkeiten und die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens seltener Arten ermöglicht (Westphal und Sturm 1995).

Der Begriff Waldgesellschaft entstammt der Vegetationskunde bzw. Pflanzensoziologie. Als natürliche Waldgesellschaft wird die Pflanzengesellschaft verstanden, die an einem bestimmten Standort unter den derzeitigen klimatischen und bodenbedingten Standortbedingungen und der heimischen Flora vorherrschen würde. Der Begriff ist synonym mit der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV), oder genauer gesagt, der heute potentiell natürlichen Vegetation (HPNV)^{7,8}. In Deutschland setzen sich die NWGs bzw. HPNV überwiegend aus verschiedenen Buchenwald-Gesellschaften zusammen. Das BfN führt insgesamt 16 Buchenwald-Gesellschaften⁹ auf (Suck et al. 2014). Die Dritte Bundeswaldinventur (BWI-3) differenziert für Deutschland 40 natürliche Waldgesellschaften (BMEL 2016, Riedel et al. 2017).

Die HPNV beschreibt im Grunde eine Schlussgesellschaft wie z.B. einen Hainsimsen-Buchenwald, doch unterliegt die natürliche Vegetation immerzu einer Dynamik. Durch Störungen oder Überalterung bricht eine Schlussgesellschaft stellenweise zusammen und es entstehen Mosaik naturlicher Sukzession. Die Pflanzengesellschaften der Sukzession werden in der pflanzensoziologischen Klasse der Schlagfluren (*Epilobietea angustifolii*) zusammengefasst. Je nach Standortbedingungen finden sich in dieser Klasse Sukzessionsgesellschaften mit typischen Staudenarten,¹⁰ sowie Sträucher und Kleinbäume, die in Richtung Vorwald weisen.¹¹

Im Unterschied zu Arten der HPNV werden heimische Arten (autochthone bzw. indigene Arten) als solche definiert, die sich in einem Gebiet von Natur aus, d.h. ohne menschlichen Einfluss evolutionär gebildet haben oder ohne menschlichen Einfluss dort eingewandert sind (BfN 2005). Sie grenzen sich damit ab von gebietsfremden (auch fremdländischen oder allochthonen) Arten, die hier von Natur aus nicht in einem Gebiet vorkommen, sondern durch direkte (z.B. Einbringung) oder indirekte Einflüsse des Menschen hierher gelangen.¹²

Entscheidend ist bei dieser Definition die Frage, wie ein Gebiet abzugrenzen ist. Gebietsfremd schließt nicht aus, dass eine einheimische Art an einem Standort wächst, der nicht ihrem natürlichen Vorkommen entspricht, d.h. nicht Bestandteil der am Standort erwarteten

⁷ Zur Abgrenzung einer natürlichen Waldgesellschaft, wie historisch vor dem Einfluss des Menschen vorgeherrscht hat.

⁸ <https://www.bfn.de/themen/artenschutz/erfassung-und-kartierung/vegetationskartierung/deutschland.html> .
Zugegriffen 28.11.2019

⁹ Beispiele: Hainsimsen-Buchenwald oder Drahtschmielen-Buchenwald. Neben der dominierenden Rotbuche (*Fagus sylvatica*) ist auch die Stieleiche (*Quercus robur*) oder Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) begleitend vertreten.

¹⁰ z.B. *Epilobium angustifolium*, *Senecio sylvaticus* oder *Atropa belladonna*

¹¹ z.B. Hirschholunder (*Sambucus racemosa*) oder Pfaffenhütchen (*Euonymus europaeus*)

¹² Das Bundesnaturschutzgesetz definiert in § 10 Abs. 2 Nr. 6 „heimische Arten“ ausschließlich darüber, ob dauerhafte Populationen bestehen, d.h. ob eine Art bei uns etabliert ist. Damit wären alle stabil vorkommenden gebietsfremden Arten einbezogen, insbesondere invasive Neobiota. Diese Definition steht im Konflikt zu Naturschutzzielen.

HPNV ist. Tatsächlich wird der Begriff „Gebiet“ in der Fachliteratur kaum genauer definiert. Vom Kontext bezieht es sich klar auf ein Gebiet mit einer „großen, überschaubaren Landschaftseinheit mit ihrer charakteristischen Vegetation und Fauna“, und damit der Definition von Biom.¹³

4.1.2.3 Messgrößen

Folgende Messgrößen liegen diesem Kriterium zu Grunde.

Naturnähe der Vegetationszusammensetzung

Die Baumartenzusammensetzung soll weitestgehend mit der natürlichen Waldgesellschaft und deren Sukzessionsmosaiken übereinstimmen. Das Vorhandensein des gesamten Baumartenspektrums wirkt sich entscheidend auf die Zusammensetzung der übrigen Vegetation aus.

Diese Messgröße bezieht sich auf die Flächenanteile mit Arten der natürlichen Waldgesellschaft und deren Sukzessionsmosaiken und abgeschwächt auf Anteile heimischer Arten im Bestand.

Naturnähe der Anbauten

Naturnahe Anbauten setzen sich aus Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft zusammen. Entsprechend der Größe der Anbaufläche sind die jeweils sukzessionstypischen Baumarten in hohen Anteilen einzubringen.

Diese Messgröße bezieht sich auf die Flächenanteile mit Arten der natürlichen Waldgesellschaft und deren Sukzessionsmosaiken und abgeschwächt auf Anteile heimischer Arten, die im Untersuchungszeitraum angebaut worden sind.

Relative Baumartenvielfalt

Die relative Baumartenvielfalt ergibt sich aus dem kompletten Spektrum aller Baumarten, die sich im multivariablen Sukzessionsmosaik einer Waldgesellschaft einfinden.

Diese Messgröße bezieht sich auf den relativen Bestand an Arten aus den Sukzessionsmosaiken der natürlichen Waldgesellschaft.

Vertikale und horizontale Strukturvielfalt

Mit dieser Messgröße wird erfasst, inwieweit vertikale und horizontale Strukturen entsprechend der natürlichen Waldgesellschaft vorhanden sind. Als Bezugsgrundlage werden die Bestandstypen herangezogen, deren vertikale und horizontale Strukturen auf standörtlicher Grundlage mit denen der natürlichen Waldgesellschaften ins Verhältnis gesetzt werden.

Totholzvorrat

Eine natürliche Totholzausstattung ist ein Wesensmerkmal naturnaher Waldsysteme. Bei Bestandstypen, die sich in ihrer Baumartenzusammensetzung sehr stark von der natürlichen Waldgesellschaft unterscheiden, sind als Bezugsgrundlage Naturwälder ähnlicher Standorte und Baumartenzusammensetzung heranzuziehen. Bei Bestandstypen, deren Hauptbaumarten denjenigen der NWG überwiegend entsprechen, wird ein Urwaldzustand als Bezugsgrundlage herangezogen. Da der Totholzvorrat in enger Abhängigkeit zum Sukzessions- bzw. Altersstadium steht, werden die entsprechenden Entwicklungsstadien mitei-

¹³ <https://www.spektrum.de/lexikon/biologie-kompakt/biom/1554> . Zugegriffen 28.11.2019

inander verglichen. Bewertet wird aber auch der gesamte Altersaufbau des Untersuchungsgebietes. In der Klassenzuordnung hat die Altersklassenverteilung Vorrang vor dem eigentlichen Totholzanteil.

Typische Kleinstrukturen

Unter wertvollen Kleinstrukturen im Wald sind hier v.a. an Kleingewässer gebundene Biotope zu verstehen, wie natürliche Bachläufe, Waldtümpel, Quellen und Sümpfe. Aber auch Felsgebilde, Geländekanten oder Hohlwege sind zu Kleinstrukturen zu rechnen.

In einem naturnahen Wald sollen die jeweils typischen Kleinstrukturen der natürlichen Waldgesellschaften vorhanden sein.

4.1.2.4 Kriterium Naturnähe der Entwicklungsbedingungen

Dieses Kriterium erfasst und bewertet die menschliche Eingriffsintensität in die natürlichen Entwicklungsabläufe eines Waldes. Spontanität, Kontinuität und das Auftreten von Zufallsereignissen sind ursächliche Qualitäten für eine naturnahe Ausstattung von Wäldern (Westphal und Sturm 1995). Folgende Messgrößen liegen diesem Kriterium zu Grunde.

Spontanität der Vegetationsentstehung

Diese Messgröße erfasst das Ausmaß der natürlichen Reproduktion aller Pflanzenarten eines Untersuchungsgebietes. Stellvertretend für die Gesamtheit aller Pflanzen wird die Spontanität der Baumartenverjüngung beschrieben.

Sie bemisst sich darin, wie hoch der Anteil der aus Naturverjüngung entstandenen Vegetation ist und inwieweit diese aus autochthonen Arten besteht.

Spontanität der Walderneuerung

Hier wird bemessen, wieweit, analog zur Spontanität der Vegetationsentstehung, eine Walderneuerung durch vollständige Naturverjüngung erfolgt. Bei nicht standortgerechter Naturverjüngung werden Voranbauten unter Schirm mit 1500-3000 Pflanzen pro Hektar angestrebt. Künstliche Anbauten werden in Anlehnung an natürliche Verjüngungsabläufe und die jeweilige Sukzessionsphase bewertet.

Diese Messgröße setzt sich aus mehreren Komponenten komplex zusammen und lässt sich schwer in eine handhabbare Potenzialfunktion (Kapitel 4.2) überführen.

Spontanität der Vegetationsentwicklung

Sie umfasst für eine gesamte Fläche das Ausmaß der vorhandenen ungestörten Vegetationsentwicklung. Entscheidend sind Anteile an Altbeständen mit ausschließlich natürlichen Verjüngungsschichten, die nach Nutzung des Oberholzes den Folgebestand ohne wesentliche Zupflanzung aufbauen werden.

Intensität der Pflegeeingriffe

Diese Messgröße ermittelt, wie intensiv im Rahmen der Waldpflege in die Bestände über einen bestimmten Zeitraum eingegriffen wurde. Maßgeblich sind dabei folgende Faktoren:

- In welchem Maße wurden in potentiellen Jungwuchspflege- und Läuterungsbeständen Pflegemaßnahmen durchgeführt?
- Wurden Pflegemaßnahmen positiv zu Gunsten von natürlichen Gruppenstrukturen oder negativ zum Zurückdrängen heimischer Konkurrenzbaumarten zu Gunsten von

Hauptwirtschaftsbaumarten durchgeführt?

Kontinuität der Vegetationsentwicklung

Hier wird das Maß an Unterbrechung, das die Vegetation im Laufe ihrer Entwicklung erfahren hat, erfasst. Kontinuität wird dann unterbrochen, wenn die Vegetationsentwicklung und die Totholzentwicklung durch Kahlschlag auf einen Nullpunkt zurückgeworfen werden. Zur kontinuierlichen Vegetationsentwicklung gehört auch der natürliche Alterungs- und Absterbeprozess. Die Bemessung erfolgt daran, in welchem Umfang einerseits Kahlschläge durchgeführt und andererseits in Altbeständen Absterbeprozesse zugelassen werden.

Intensität der Endnutzung

Diese Messgröße bezieht sich auf das Verfahren der Holzernte in hiebsreifen Flächen. Hierdurch wird die Kontinuität der Vegetationsentwicklung beeinflusst. Die verschiedenen Nutzungsverfahren werden dabei im Hinblick auf die Flächigkeit der Massenentnahme bewertet. Daneben wird das Zulassen natürlicher Alterungs- und Absterbeprozesse bewertet, die einen weiteren Bestandteil kontinuierlicher Vegetationsentwicklung darstellen.

Annahme zufälliger Entwicklungen

Natürliche Störungen beeinflussen die Waldentwicklung in unvorhersehbarer, zufallsbedingter Weise. Sie sind ein wesentlicher Faktor für die Ausbildung der multivariablen Sukzessionsmosaike. Hier wird das Ausmaß, in welchem typische zufallsbeeinflusste Störgrößen in einem bestimmten Zeitraum auf den Wald wirken können, erfasst. Die Bemessung erfolgt daran, in welchem Umfang durch Windwurf entstandene Schadflächen entweder aufgearbeitet oder der natürlichen Sukzession überlassen werden.

4.1.3 Kriterien für Landwirtschaftsflächen

Anders als Waldökosysteme lässt sich die Hemerobie von landwirtschaftlichen Systemen nicht am Leitbild einer „unberührten Natur“ bemessen, weil landwirtschaftliche Nutzung grundsätzlich eine vom Menschen verursachte radikale Strukturumwandlung des vormaligen Ökosystems bedeutet. Ein Leitbild für die Zuordnung von Landwirtschaftsflächen bietet dafür die Definition von High Nature Value Farmland (HNV farmland), welches „einer extensiven Nutzung unterliegt, ein kleinräumiges Mosaik von genutzten und ungenutzten Flächen bildet und/oder seltenen oder gefährdeten Arten einen Lebensraum bietet. Es stehen also sowohl extensiv genutzte Flächen als auch für die Agrarlandschaft typische Strukturelemente im Fokus. Entscheidende Merkmale eines hohen Naturwerts sind somit die Arten- und Strukturvielfalt in der Agrarlandschaft.“ BfN (2014) Auf dieser Basis lassen sich auch die von Fehrenbach et al. (2015) entwickelten Kriterien und Messgrößen für Landwirtschaftsflächen begründen. Sie können vom Grundansatz für Acker-, Grünland- und Brachflächen angewandt werden (Quelle: Fehrenbach et al. (2015) und Entwicklungen aus dem UBA-Projekt „Flächenrucksäcke“ (FKZ-Nr. 3717 31 105 0)).

Tabelle 8: Kriterien und Messgrößen für Acker-, Grünland und Brachflächen

| Kriterium | Ackerland | Grünland | Brachland |
|--------------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| 1. Diversität der Begleitflora | Artenvielfalt in der Flur | Artenvielfalt in der Flur | Artenvielfalt in der Flur |
| 1. Diversität der Begleitflora | Anteil seltener Arten | Anteil seltener Arten | Anteil seltener Arten |
| 2. Strukturdiversität | Schlaggröße | Schlaggröße | Größe der Fläche |

| Kriterium | Ackerland | Grünland | Brachland |
|-----------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|---------------------------------|
| 2. Strukturdiversität | Strukturelemente in der Flur | Strukturelemente in der Flur | Strukturelemente in der Flur |
| 2. Strukturdiversität | Großräumige Landschaftsgliederung | Großräumige Landschaftsgliederung | - |
| 3. Bodenschutz | Intensität der Bodenbearbeitung | Intensität der Bodenbearbeitung | Intensität der Bodenbearbeitung |
| 3. Bodenschutz | Bodenbedeckung | Bodenbedeckung | Bodenbedeckung |
| 3. Bodenschutz | Fruchtfolge | Dauer der Kultur | |
| 3. Bodenschutz | - | Schnitthäufigkeit/Beweidung | - |
| 4. Stoffeinträge | Düngungsweise | Düngungsweise | Düngungsweise |
| 4. Stoffeinträge | Düngeintensität | Düngeintensität | Düngeintensität |
| 4. Stoffeinträge | Pflanzenschutzmittel | Pflanzenschutzmittel | Pflanzenschutzmittel |

Quelle: Fehrenbach et al. (2015) und Entwicklungen aus dem UBA-Projekt „Flächenrucksäcke“ (FKZ-Nr. 3717 31 105 0)

4.1.3.1 Kriterium Diversität der Begleitflora

Die Diversität der Begleitflora inklusive des Vorkommens seltener bzw. bedrohter Arten stellt einen relevanten Indikator für die Intensität der Bewirtschaftung dar. Dies gilt sowohl für Ackerflächen, Grünland wie auch den Artenreichtum einer Brachfläche gleichermaßen. Daher können für alle Flächen die gleichen nachfolgend beschriebenen Messgrößen angewandt werden.

Artenvielfalt in der Flur

Die Anzahl an Arten der Begleitflora stellt einen relevanten Indikator für die Intensität der Bewirtschaftung dar. Bei einer Skala von Null bis über 250 Arten pro Hektar¹⁴ stellt sich dann auch systembedingt eine Tendenz zu einer höheren Bewertung für Grünland gegenüber Ackerland ein. Bei Brachflächen kann die Bandbreite sehr weit reichen, von monotonem Unland bis zu sehr artenreichen Lebensräumen.

Die Messgröße bezieht sich ausschließlich auf Gefäßpflanzen, die nicht kultiviert sind. Moose, Flechten, Algen und Pilze sind nicht einbezogen.

Anteil seltener Arten

Neben der Artenzahl gibt auch das Vorkommen seltener bzw. bedrohter Arten einen Hinweis auf die naturräumliche Qualität der Agrarfläche. Da zahlreiche Rote-Liste-Arten auch Arten von klassischen Ackergemeinschaften sind, ist ein Nachweis solcher Arten zwangsläufig ein Hinweis für die „relative Naturnähe“ solcher Fundstellen. Im Übrigen stellt die Einziehung der seltenen Arten auch einen Zusammenhang mit den Messindikatoren des HNV-Monitorings her.

Auch hier werden ausschließlich Gefäßpflanzen betrachtet. Die Überlegung, Tiere einzubeziehen, würde die Methodik überfordern, da tierische Taxa zu zahlreich sind (wenn, dann müsste die Betrachtung auf einzelne Gruppen, wie z.B. Vogelarten, begrenzt bleiben). Im

¹⁴ Über eine Arten-Areal-Funktion kann aus Begehungen von kleineren Flächen auf die pro Hektar-Zahl hochgerechnet werden.

Übrigen sind Vorkommen von Tieren oft nicht standortfest.

4.1.3.2 Kriterium Strukturdiversität

Strukturdiversität ist in der Agrarlandschaft ein Schlüsselkriterium für Natürlichkeit und Biodiversität.¹⁵ Umgekehrt zählt der Verlust von Strukturvielfalt zu den Hauptursachen für den Rückgang der biologischen Vielfalt gerade in der Agrarlandschaft (Leopoldine acatech 2018).

Messgrößen der Strukturdiversität begründen sich auf der Dimension der Schläge, dem Vorhandensein von Strukturelementen in der Flur wie auch auf der großräumigen Gliederung der Landschaft.

Schlaggröße

Je größer die Schläge, desto geringer zwangsläufig das Vorhandensein von Strukturen pro Flächeneinheit. Fehrenbach (2000) nimmt bei der Klassenbildung Bezug auf die Vorgaben zur Förderung von Extensivnutzung in Österreich (NÖ 1996). Hieraus ergibt sich ein sehr strenger Maßstab, der Schlaggrößen über 2,5 ha in die ungünstigste Klasse einteilt.

Strukturelemente in der Flur

Strukturbildende Elemente wie Einzelgehölze, Gehölzstreifen oder insbesondere Hecken führen in aller Regel zu einer erheblichen Erhöhung der Artenvielfalt, floristisch wie auch faunistisch. Rand- bzw. Übergangszonen zwischen unterschiedlichen Lebensräumen (Ökotone) zählen in aller Regel mehr Arten als die beiden angrenzenden Ökosysteme im Einzelnen zusammengezählt. Darüber hinaus stellen vernetzte linienförmige Biotope im Offenland einen zentralen Beitrag zum Biotopverbund dar. Einer Verinselung wird damit entgegengewirkt und die Populationen von Tier- und Pflanzenarten erhalten durch die Vernetzung größere Areale. Im Rahmen von Greening-Maßnahmen¹⁶ werden Strukturelemente gefördert.

Die Messgröße wird ausgedrückt durch den Anteil strukturgebender Elemente¹⁷ an der Flur.

Für Brachflächen muss die Größe im Kontext der Vegetationsdichte bewertet werden: bei vegetationsarmen Brachflächen gilt, je größer desto ungünstiger für die Vielfalt, für vegetationsreiche Brachflächen umgekehrt.

Großräumige Landschaftsgliederung

Während die vorangehende Messgröße unmittelbar für den Flurbereich anzuwenden ist, soll hier „Strukturierung“ der Landschaft im größeren Zusammenhang unter den gleichen ökologischen Gesichtspunkten beurteilt werden. Das Prinzip Abwechslungsreichtum gegen Monotonie gilt hier in gleicher Form. Die Notwendigkeit der Berücksichtigung der großräumigen Landschaftsgliederung ergibt sich aus der zwangsläufigen Wechselwirkung von Ein-

¹⁵ <https://www.julius-kuehn.de/biologische-vielfalt/agraroekosysteme/> . Zugegriffen 27.11.2019

¹⁶ Im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) erhalten Landwirte Direktzahlungen über die so genannte Greening-Prämie, wenn sie konkrete, zusätzliche Umweltleistungen erbringen, wie den Erhalt von Dauergrünlandflächen, eine verstärkte Anbaudiversifizierung sowie die Bereitstellung sogenannter "ökologischer Vorrangflächen" auf Ackerland; Letzteres beinhaltet Strukturelemente.

¹⁷ Dazu zählen: Hecken und Knicks, Einzelbäume, Baumreihen, Feldgehölze, Feldraine, Lesesteinwälle, Tümpel, Feuchtgebiete (Röhrichtstreifen, -flächen), Ackerrandstreifen, Blühstreifen

zelbetrieben oder Schläge mit der weiteren Umgebung: Ein in einer weitgehenden monotonen Landschaft isolierter Betrieb mit höherem Strukturreichtum ist durch die Insellage weniger artenreich als vergleichbare Flächen in günstigerer Lage.

Die Bewertungsskala erstreckt sich von einem feinsträumig gegliederten Landschaftsbild mit engräumiger Flurenviefalt bis zu einer monotonen ausgeräumten Agrarlandschaft. Als Maß kann der Anteil an Wald/Gehölzen in einem größeren Landschaftsraum angewandt werden.

Diese Messgröße findet keine Anwendung für Brachflächen.

4.1.3.3 Kriterium Bodenschutz

Der Boden ist das zentrale Medium der landwirtschaftlichen Produktion. Er ist aber gleichzeitig eines der empfindlichsten Schutzgüter unserer Ökosphäre. Landwirtschaftliches Handeln greift zwangsläufig in die Bodenstruktur ein und führt häufig zur Entwicklung von spezifischen Bodentypen (z.B. Ackerbraunerden). Messgrößen für den Bodenschutz zielen daher auf die Intensität der Bodenbearbeitung, die Bodenbedeckung und die Bewirtschaftung insgesamt.

Intensität der Bodenbearbeitung

Landwirtschaft ist ohne Bodenbearbeitung nicht denkbar. Mechanische Eingriffe in den Boden stellen „revolutionierende“ Veränderungen der natürlichen Bodenstrukturen dar, wenngleich sie durchaus fördernde Effekte für das Bodenleben mit sich führen können. Die Voraussetzung einer gewissen Naturnähe des Bodens sind daher möglichst schonende Maßnahmen der Bodenbearbeitung.

Die von Fehrenbach (2000) eingeführte deskriptive Einstufung nach mehr oder weniger intensiven Maßnahmen (Saatbeetverfahren, Pfluglosigkeit oder einfach bis mehrfaches tiefgründiges Wenden) wurden inzwischen durch die Maßzahl des Dieserverbrauchs zur Bodenbearbeitung ersetzt. Ausgehend von rein manueller Bearbeitung (wie es in vielen Entwicklungsländern der Fall ist) mit Null Verbrauch an Diesel, wird bei leichtem Maschineneinsatz von etwa 10 Liter pro Hektar und Saison, von bis zu über 70 Liter bei intensiver Bodenbearbeitung ausgegangen.¹⁸

Für Dauergrünland (Wiesen, Weiden) ist die Bodenbearbeitung bei null.

Bodenbedeckung

Neben der Bearbeitung ist die Bedeckung eine wesentliche Messgröße für den Bodenschutz. Ausgehend von der Feststellung, dass unbedeckte Böden von Natur aus nur im Ökosystem Wüste vorkommen, ist das Maß Boden bedeckender Maßnahmen (von Kulturwahl über Zwischenfrucht und Wintersaat bis zu weitergehenden Maßnahmen) eine aussagekräftige Größe.

Maßzahl sind die Tage im Jahr mit Bodenbedeckung, wobei Gründüngung und Zwischen-saaten eine große Rolle einnehmen können.

Für Dauergrünland (Wiesen, Weiden) ist die Bodenbedeckung vom Wesen her dauerhaft und vollständig. Bei Brachland gilt der Anteil an Vegetationsdecke.

¹⁸ Verbrauchswerte wurden auf der Basis des Dieselbedarfs-Rechners des KTBL durch Auswertung verschiedener Verfahren abgeleitet: <https://daten.ktbl.de/dieselbedarf/main.html>

Fruchtfolge

Die Auswahl der Kultur sowie die Fruchtfolge geben einen zentralen Hinweis auf die Intensität der Bodenbeanspruchung. Ausgehend von einem Betrachtungszeitraum über sechs Jahre wird die Anzahl der Fruchtfolgen ausgewiesen. Dabei wird nicht nur die Anzahl der Fruchtwechsel, sondern auch die Fruchtwahl berücksichtigt.

In der Praxisanwendung ist die klassenweise Zuteilung von Anzahl und Art von Fruchtfolgen nur schwer für alle möglichen Fälle vollständig abzudecken. Im Rahmen des Vorhabens wurde daher diese Messgröße an das Punkteraster des baden-württembergischen Förderprogramms FAKT¹⁹ mit Bezug auf die Fruchtartendiversifizierung angepasst. Dieses Punkteraster (siehe Tabelle 9) wurde bereits von Perennes (2017) praktisch angewandt.

Tabelle 9: Punkteraster für die Bewertung von Fruchtfolgen in Anlehnung an die Vorgaben des baden-württembergischen Förderprogramms FAKT

| Anbauen | 1. Anbau | 2. Anbau | 3. Anbau |
|---------------------------|-----------|----------|----------|
| Mehrjährig | 24 Punkte | | |
| Leguminosen ^{a)} | 6 | 4 | 3 |
| Zwischenfrucht | | | |
| Getreide ^{b)} | 2 | 2 | 2 |
| Hackfrüchte ^{c)} | 1 | 1 | 1 |
| Brache | 8 | 5 | 2 |

a) Erbse, Ackerbohne, Sojabohne, Gartenbohne, Mungobohne, Linse, Lupine, Kichererbse, Platterbsen, Wicken, Erdnuss, Luzerne, Rotklee, Esparssette

b) Wie Getreide einzustufen sind auch: Hirsen, Pseudogetreide (Buchweizen, Amaranth, Quinoa etc.), Raps, Baumwolle

c) Mais, Sonnenblume, Tabak, Knollenfrüchte (z.B. Kartoffel), Wurzelfrüchte (z.B. Zuckerrübe), Feld-Gemüse

Dauergrünland (Wiesen, Weiden) entspricht aufgrund der Mehrjährigkeit der vollen Punktzahl. Für Brachland entfällt diese Messgröße.

Schnitthäufigkeit/Beweidung

Diese Messgröße ist nur für Grünland anzuwenden. Wiesen erhalten eine höhere Einstufung bezüglich Hemerobie je seltener die Mahd; mit der einschürige Mager- oder Feuchtwiese im bestmöglichen Fall und einer Intensivwiese als schlechtesten Fall. Weiden werden nach Besatzdichte (Großvieheinheiten pro ha) bewertet mit weniger als 1 GVE/ha im bestmöglichen Fall und über 4 GVE/ha im schlechtesten Fall.

4.1.3.4 Kriterium Stoffeinträge

Der Eintrag von düngenden oder schädlingsregulierenden Stoffen mag aus produktionstechnischer Sicht unverzichtbar sein, ihr Einbringen in ein Agrarsystem führt jedoch zu einem hohen Maß an Hemerobie. Grundsätzlich gilt: je weniger desto besser.

Düngungsweise

Bei der Auswahl der Düngemittel wird eine Differenzierung zwischen extern zugesetzten Mineraldüngern und aus flächengebundener Produktion erzeugte Wirtschaftsdünger getroffen. Außerdem ist zwischen unmittelbar pflanzenverfügbaren und damit auch leicht auswaschbaren Substraten und den schwerlöslichen und langfristig eingebundenen Düngemitteln zu unterscheiden.

¹⁹ FAKT = Förderprogramm für Agrarumwelt, Klimaschutz und Tierwohl: https://foerderung.landwirtschaft-bw.de/pb/,Lde/Startseite/Foerderungswegweiser/Agrarumwelt_+Klimaschutz+und+Tierwohl+_FAKT_

Daher werden im Einzelnen die prozentualen Anteile von Hofdünger (flächengebunden), Gülle/Mist (natürliche Dünger) und Kunstdünger an der aufgebrauchten Menge bewertet.

Düngungsintensität

Die Beurteilung beschränkt sich auf den als repräsentativ für das Düngeverhalten angesehenen Parameter Stickstoff. Ausgehend von einer nach dem Düngemittelrecht maximal zulässige Applikation von 170 kg N pro ha und Jahr²⁰ werden die fünf Klassen in mehr oder weniger lineare Gruppen der Düngeintensität eingeteilt.

Pflanzenschutzmittel

Noch eindeutiger als bereits bei den Düngemitteln ist der Einsatz von Bioziden als grundsätzlich naturfremdes Vorgehen anzusehen. Es gilt daher auch hier grundsätzlich: je weniger desto besser.

Mechanische und biologische Maßnahmen werden ebenfalls einbezogen, wirken aber nur in geringerem Maße hemerob. Mehrfacher Einsatz von chemischen Pflanzenschutzmitteln führt dagegen zur Einstufung in die naturfernste Gruppe. Eine Liste von zugelassenen chemischen Pflanzenschutzmitteln findet sich im Pflanzenschutzmittel- Verzeichnis 2018.²¹

4.1.4 Kriterien und Parameter für Rohstoffabbau

Die Kriterien und Parameter für die Landnutzungsart Rohstoffabbau wurden basierend auf Literaturrecherche ausgewählt und werden hier nach Föst (2019) wiedergegeben.

4.1.4.1 Kriterium Nutzungsintensität

Die Kategorie Nutzungsintensität schließt Parameter ein, die den Zustand naturbelassener Flächen beschreiben (Föst 2019).

Ungenutzte Flächen

Hiermit ist der Flächenanteil gemeint, der sich in einem natürlichen Zustand und im Eigentum des Unternehmens befinden. Die Fläche muss ungenutzt sein und darf auch nicht für die Lagerung von Rohstoffen, Abraum oder Gerätschaften verwendet werden. Ausgleichs- bzw. Kompensationsflächen werden nicht eingerechnet. (Föst 2019)

Biotopverbund

Dieser Parameter beschreibt die räumliche Verbundenheit von Biotopen. Die räumliche Nähe von Biotopen begünstigt das Ansiedeln verschiedener Arten und die Erweiterung des Genpools. (Föst 2019)

Konkret wird der Abstand der Konzessionsfläche von der nächsten natürlichen (bzw. besonders naturnahen) Fläche erfasst. Ein kürzerer Abstand wird als stärkere Vernetzung mit der umgebenden Landschaft verstanden. Je kürzer der Abstand, desto höher der Biodiversitätsbeitrag des Parameters.

²⁰ Nach § 6 der Düngeverordnung darf mittels organischen und organisch- mineralischen Düngern nur so viel Stickstoff (N_{gesamt}) ausgebracht werden, dass im Durchschnitt der landwirtschaftlich genutzten Flächen des Betriebs 170 kg N je Hektar und Kalenderjahr (01.01. bis 31.12.) nicht überschritten werden.

²¹https://www.bvl.bund.de/DE/Arbeitsbereiche/04_Pflanzenschutzmittel/01_Aufgaben/02_ZulassungPSM/01_ZugelPSM/05_Verzeichnis/psm_ZugelPSM_Verzeichnis_node.html

Störungen

Dieser Parameter beschreibt Störungen, wie zum Beispiel Lärm. Als Näherungswert hierfür wird die jährliche Abbaumenge pro Flächeneinheit herangezogen. Als Fläche gilt dabei nur jene, auf der Abbau betrieben wird. (Föst 2019)

Störungen wie die Bewegung schwerer Maschinen und die Ausstrahlung von Lärm direkter zu erfassen, würde den Aufwand der Datenerhebung unverhältnismäßig in die Höhe treiben. Daher wird hier auf die industrielle Aktivität als Proxy abgestellt.

4.1.4.2 Kriterium Vegetationszustand

Anzahl Baumarten/Straucharten

In Biomen, in denen natürlicherweise Wälder vorkommen, wird hier die Anzahl der auf dem Konzessionsgebiet vorkommenden Baumarten erfasst. In Biomen, in denen eher Sträucher zu erwarten sind, wird stattdessen die Anzahl der Straucharten erfasst.

Die Anzahl der Baumarten beschreibt stellvertretend die Gesamtzahl aller Arten. Dies beruht auf der Annahme, dass die Anzahl der Baumarten die gesamte Artenvielfalt repräsentiert. (Föst 2019)

Die Annahme ist zwar grundsätzlich plausibel, aber nicht in jedem Fall richtig. In Abwägung gegen den Aufwand der Datenerhebung stellt die hier beschriebene Methodik dennoch nur auf Baum- bzw. Straucharten ab.

Vegetationsdichte

Die Vegetationsdichte beschreibt den Anteil ungenutzter Fläche, die von Vegetation bedeckt ist (Föst 2019). Eine hoher Bedeckungsgrad wird als wertgebend im Sinne der Biodiversität angesehen.

Anteil exotischer Vegetation

Dieser Parameter beschreibt die Anwesenheit nicht heimischer bzw. invasiver Arten auf der betrachteten Fläche. Es wird davon ausgegangen, dass heimische Arten von nicht heimischen Arten verdrängt werden. Da sich dies negativ auf den Zustand des Gebiets auswirkt, ist dies nicht erwünscht. (Föst 2019)

4.1.4.3 Kategorie Wasserhaushalt

Die Kategorie Wasserhaushalt beschreibt die Wirkung hydrologischer Veränderungen auf das Gleichgewicht des Ökosystems (Föst 2019). Hierbei werden sowohl Oberflächengewässer als auch das Grundwasser berücksichtigt.

Wasserläufe

Der Parameter beschreibt die anthropogene Einflussnahme auf das Fließverhalten von Oberflächengewässern. Durch Aufstauen und Umleiten ergeben sich Veränderungen der Artengemeinschaft. Werden ansässige Arten durch die Veränderung des Wasserhaushalts verdrängt, übernehmen andere, bisher nicht einheimische Arten das Gebiet als Lebensraum. (Föst 2019)

Konkret wird der Anteil des natürlichen Durchflusses erfasst (Jahresdurchschnitt), der nicht seinem natürlichen Wasserlauf folgt. Je niedriger dieser Anteil, desto höher der Biodiversitätsbeitrag des Parameters.

Grundwasser

Die Verfügbarkeit von Grundwasser ist vor allem für tief wurzelnde Pflanzen relevant und dient als Puffer bei kurzfristigen Schwankungen der Wasserverfügbarkeit. Das Absenken oder Abpumpen von Grundwasser wirkt sich daher negativ auf Flora und Fauna aus. (Föst 2019)

Konkret wird der Anteil des regelmäßig neu gebildeten Grundwassers erfasst (Jahresdurchschnitt), der für die industrielle Aktivität verwendet wird und den Ökosystemen nicht mehr zur Verfügung steht.

4.1.4.4 Kriterium Versiegelung

Die Versiegelung beschreibt den Anteil der Fläche, der durch Bebauung bedeckt, also versiegelt ist. Eine solche Versiegelung verhindert das Eindringen von Niederschlägen in den Boden, wodurch sich der Oberflächenabfluss erhöht und der natürliche Wasserhaushalt gestört wird. Darüber hinaus wird durch die weitgehende Abwesenheit von Vegetation die Biodiversität weitgehend verringert (Föst 2019).

4.1.4.5 Kriterium Verschmutzung

Der Parameter Verschmutzung wirkt sich auf alle beschriebenen Parameter aus. Er beschreibt durch menschliches Handeln verursachte Stoffeinträge in die Umwelt. Um die unterschiedliche Schadwirkung unterschiedlicher Stoffe darstellen zu können, wird das Toxizitätsmodell USEtox® verwendet (Rosenbaum et al. 2008). Es handelt sich dabei um eine Größe, durch die toxische Wirkungen vergleichbar gemacht werden. Das Modell quantifiziert die Ökotoxizität von Stoffen in der Einheit „comparative toxic unit, ecotoxicity“ (CTUe) pro Fläche und Zeiteinheit. (Föst 2019)

Die beschriebenen Kriterien und Parameter werden in der folgenden Tabelle zusammengefasst und deren Wirkungsrichtung dargestellt.

Tabelle 10: Kriterien und Parameter für die Landnutzungsart Rohstoffabbau (nach Föst 2019)

| Kategorie | Parameter | Messgröße | Einheit | Annahme Wirkung auf Biodiversität |
|--------------------|------------------------------|---|---------------------|-----------------------------------|
| Nutzungsintensität | ungenutzte Fläche | Fläche in natürlichem Zustand und in Besitz des Unternehmens | % Fläche | positiv |
| Nutzungsintensität | Biotopverbund | Einbindung der Fläche in ein Biotopnetzwerk | km | positiv |
| Nutzungsintensität | Störungen | jährliche Abbaumenge pro Flächeneinheit | kg/m ² a | negativ |
| Vegetationszustand | Baumarten | Anzahl Baumarten (stellvertretend für Gesamtzahl Arten) | 1/km ² | positiv |
| Vegetationszustand | Vegetationsdichte | Anteil ungenutzter, mit Vegetation bedeckter Fläche (Vegetationsdichte) | % Fläche | positiv |
| Vegetationszustand | Anteil exotischer Vegetation | Anteil nicht heimischer Vegetation an der von Vegetation bedeckten Fläche | % Fläche | negativ |
| Wasserhaushalt | Wasserläufe | Anteil des unterbrochenen bzw. | % Oberflächen- | negativ |

| Kategorie | Parameter | Messgröße | Einheit | Annahme Wirkung auf Biodiversität |
|----------------|---------------|---|---------------|-----------------------------------|
| | | umgeleiteten Durchflusses natürlicher Wasserläufe | wasser | |
| Wasserhaushalt | Entwässerung | Anteil Grundwasser, der dauerhaft entnommen wird | % Grundwasser | negativ |
| Versiegelung | Versiegelung | Anteil der durch Bauwerke bedeckten Gesamtfläche | % Fläche | negativ |
| Verschmutzung | Verschmutzung | Ökotoxizität | CTU/ha*a | negativ |

Die für diese Parameter entwickelten Beitragsfunktionen und deren Verknüpfung finden sich in Kapitel 4.2.4.

4.2 Berechnung

In diesem Kapitel wird zunächst die mathematische Struktur der Biodiversitäts-Bewertungsmethode erläutert (Kapitel 4.2.1) und dann die in Kapitel 4.1 beschriebenen wesentlichen Hemerobie-Parameter für verschiedene Landnutzungsarten in konkrete Formeln übersetzt (Kapitel 4.2.2, 4.2.3 und 4.2.4).

4.2.1 Mathematische Struktur der Biodiversitätsbewertung

Hinweis: Die Inhalte dieses Kapitels sind im Wesentlichen zitiert bzw. übersetzt aus dem im Rahmen von LC.biodiv.IA erstellten Artikel „Valuing Biodiversity in Life Cycle Impact Assessment“ (Lindner et al. 2019b).

In diesem Kapitel wird die mathematische Struktur der Biodiversitäts-Bewertungsmethode erläutert. Die Berechnung des Biodiversitätswerts eines durch einen Prozess in einem Produktsystem belegten Flächenelements erfolgt in fünf Schritten.

1. Jeder Parameter x wird in einen Biodiversitätswertbeitrag $y(x)$ transformiert.
2. Mehrere Biodiversitätswertbeiträge (z.B. y_A und y_B) werden zu einem Kriterium z aggregiert (z.B. $z_{AB}(y_A, y_B)$). In bestimmten Fällen kann ein Kriterium auch nur den Biodiversitätswertbeitrag eines Parameters beinhalten, der dann direkt als Wert des Kriteriums übernommen wird.
3. Mehrere Kriterien (z.B. z_{AB} und c_{CD}) werden zum landnutzungsspezifischen Biodiversitätswert BV_{LU} aggregiert (z.B. $BV_{LU}(z_{AB}, z_{CD})$).
4. Der landnutzungsspezifische Biodiversitätswert BV_{LU} wird in den normierten Biodiversitätswert BV_{norm} transformiert. Dazu wird der BV_{LU} in landnutzungsspezifische Hemerobieintervalle eingepasst.
5. Der normierte Biodiversitätswert BV_{norm} wird in den lokalen Biodiversitätswert BV_{loc} transformiert. Dazu wird die Hemerobieskala nichtlinear gestreckt.
6. Der lokale Biodiversitätswert BV_{loc} wird in den globalen Biodiversitätswert BV_{glo} transformiert. Dazu wird der BV_{loc} mit dem Ecoregion-Faktor EF multipliziert.

Der BV_{glo} stellt den Endpunkt der Berechnung dar und gleichzeitig den Übergabepunkt an existierende, etablierte Methoden. Der BV_{glo} entspricht der Qualität Q im Land Use Framework, kann also innerhalb dessen weiterverarbeitet werden. Die Abfolge der Berechnungs-

schritte ist in Abbildung 3 graphisch zusammengefasst.

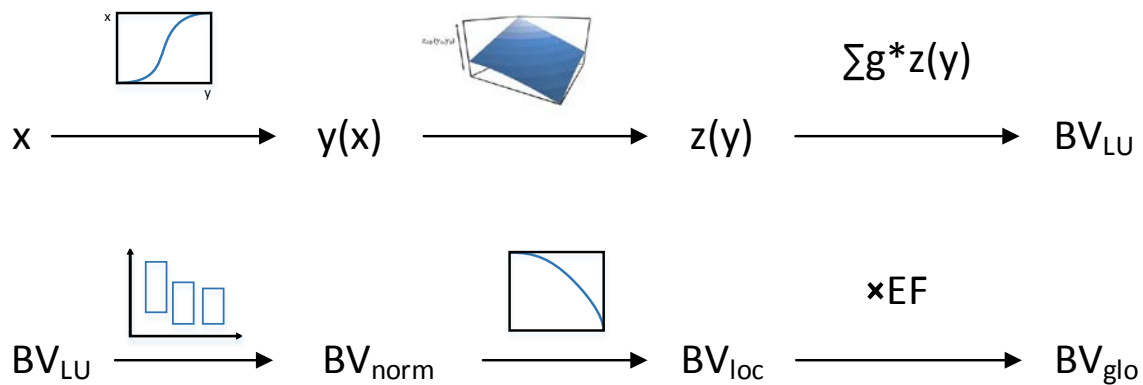


Abbildung 3: Berechnungsschritte des Biodiversitätswerts (eigene Darstellung)

Die Struktur gibt die grundsätzlichen Rechenschritte und ihre Abfolge vor, aber die konkreten Funktionen an jedem Schritt können je nach biogeographischem Kontext angepasst werden. So behält die Bewertungsmethode eine gewisse Konsistenz und erlaubt gleichzeitig die Berücksichtigung biogeographischer Besonderheiten. Als große biogeographische Einheiten werden Biome unterschieden (Olson et al. 2001). Eine feinere Unterscheidung von Ecoregions wird über Gewichtungsfaktoren erreicht (Kapitel 4.4), die allerdings von der Definition der Rechenschritte entkoppelt sind.

5.2.2 Integration von Hemerobiekriterien in die Struktur

Hinweis: Die Inhalte dieses Kapitels sind im Wesentlichen zitiert aus dem im Rahmen von LC.biodiv.IA erstellten Artikel „Valuing Biodiversity in Life Cycle Impact Assessment“ (Lindner et al. 2019).

In diesem Kapitel wird die Integration der in Kapitel 5.1 beschriebenen wesentlichen Hemerobie-Parameter in die Struktur der in Kapitel 5.2.1 beschriebene Struktur der Biodiversitäts-Bewertungsmethode beschrieben. Konkrete Formeln zur Berechnung der Biodiversitätsbeiträge einzelner Parameter und des lokalen Biodiversitätswerts bestimmbarer Flächenelemente folgen in den nächsten Kapiteln.

4.2.1.1 Schritt 1: Konstruktion der Biodiversitätsbeitragsfunktion $y(x)$ für Parameter

Die Hemerobie einer Fläche ist eine diskrete Größe, d.h. sie kann nur bestimmte Werte annehmen – die Hemerobiestufen. Zur Bestimmung der Hemerobiestufe einer Fläche werden in der Literatur i.d.R. mehrere Kriterien herangezogen. Im Rahmen von LC.biodiv.IA wurden die Kriterien vereinzelt und in Parameter mit stetigen Skalen überführt.

Für jede Messgröße wird aus den in der Literatur zu findenden Beschreibungen eine Stufenfunktion erstellt, die die Zuordnung der Ausprägung der Messgröße den Hemerobiestufen zuordnet. Als Beispiel sei hier die Feldgröße genannt (Abbildung 4), die in die Hemerobiebestimmung von Ackerflächen eingeht.

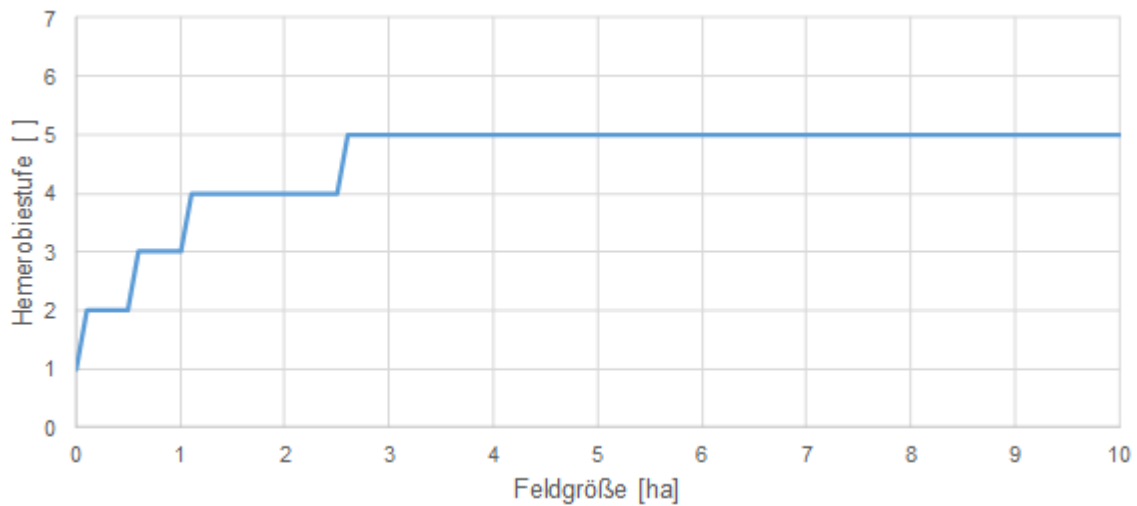


Abbildung 4: Hemerobiestufen für den Parameter Feldgröße (nach Lindner et al. 2019b)

Die ordinale und diskrete Hemerobieskala (senkrecht), die der Messgröße zugeordnet ist, wird in die kardinale und stetige Biodiversitätswertskala eines Parameters überführt (Abbildung 5). Dabei wird die Achse umgekehrt, so dass ein hoher Biodiversitätsbeitrag oben auf der Achse liegt. Weiterhin wird die Achse normiert auf den Bereich [0, 1].

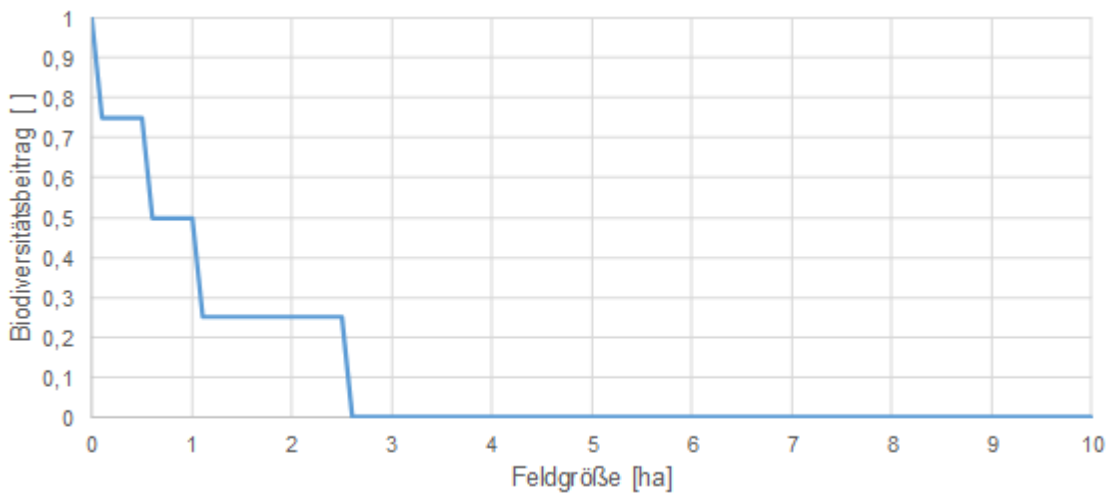


Abbildung 5: Biodiversitätswertskala für den Parameter Feldgröße (nach Lindner et al. 2019b)

Das Einpassen (engl. Fitting) einer stetig differenzierbaren Funktion liefert die Biodiversitätsbeitragsfunktion des Parameters. Dazu wird die Grundform der Biodiversitätsbeitragsfunktion nach Formel 2 durch Einstellen der sechs Konstanten alpha (α), sigma (σ), beta (β), gamma (γ), delta (δ) und epsilon (ε) an die Stufenfunktion angepasst.

Formel 2

$$y = \gamma + \varepsilon * \exp \left[- \frac{|(x^\delta - \beta)^\alpha|}{2\sigma^\alpha} \right]$$

Dabei wird der Fehler der anzupassenden Funktion gegenüber der vorgegebenen Funktion minimiert, indem die Konstanten entsprechend eingestellt werden.

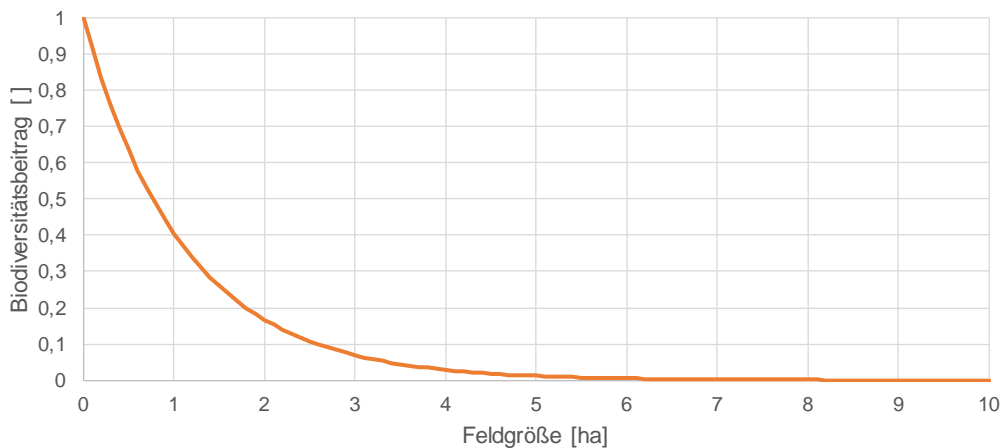


Abbildung 6: Beitragsfunktion für den Parameter Feldgröße (nach Lindner et al. 2019b)

Auf diese Weise lässt sich jede Messgröße in einen Parameter umdefinieren. Zu jedem Parameter x wird eine Biodiversitätsbeitragsfunktion $y(x)$ definiert. Jede Biodiversitätsbeitragsfunktion folgt dem Muster von Formel 2, so dass sie sich in Kurzform als Set von sechs Werten für die Konstanten schreiben lässt. Diese verkürzte Notation wird auch in den Kapiteln 4.2.2, 4.2.3 und 4.2.4 verwendet.

4.2.1.2 Schritt 2: Konstruktion der Aggregationsfunktion mehrerer Parameter $y(x)$ zu Kriterien $z(y)$

Die Biodiversitätsbeiträge mehrerer einzelner Parameter können zum Biodiversitätsbeitrag eines Kriteriums zusammengefasst werden (siehe Kapitel 4.2.1). Grundsätzlich wird zwischen UND- und ODER-Verknüpfungen unterschieden. Mehrere Parameter, deren Biodiversitätsbeiträge sich gegenseitig notwendig ergänzen, sind UND-verknüpft. Parameter, deren Biodiversitätsbeiträge sich gegenseitig kompensieren, sind ODER-verknüpft. Für beide Arten der Verknüpfung gibt es jeweils eine Formel zur Berechnung des Biodiversitätsbeitrags des Kriteriums: Formel 3 für UND sowie Formel 4 für ODER.

Formel 3

$$z_{A\dots s}(x_A, \dots, x_s) = 1 - \sqrt[p]{\frac{1}{s} \sum_{i=1}^s (1 - y_i(x))^p}$$

Formel 4

$$z_{A\dots s}(x_A, \dots, x_s) = \sqrt[p]{\frac{1}{s} \sum_{i=1}^s (y_i(x))^p}$$

Beide Gleichungen lassen sich durch Einstellen des Exponenten p anpassen. Ohne weitere Information gilt der Default-Wert $p = 2$, aber je höher der Wert von p , desto strenger gilt das UND bzw. ODER der Aggregationsfunktion. Abbildung 7 zeigt die Aggregation zweier Parameterbeiträge y_A und y_B zum Kriterienwert z_{AB} mit einer UND-Verknüpfung, d.h. wirklich

hohe Werte von z_{AB} sind nur erreichbar, wenn sowohl y_A als auch y_B hoch sind. Bei $p = 2$ kann der Biodiversitätswert z_{AB} des Kriteriums (senkrechte Achse) noch deutlich über null steigen, auch wenn einer der Parameterbeiträge y_A und y_B null ist, sofern der andere Parameter einen hohen Beitrag liefert. Höhere Werte von p machen diese Kompensation zwischen den Parametern schwierig bis unmöglich.

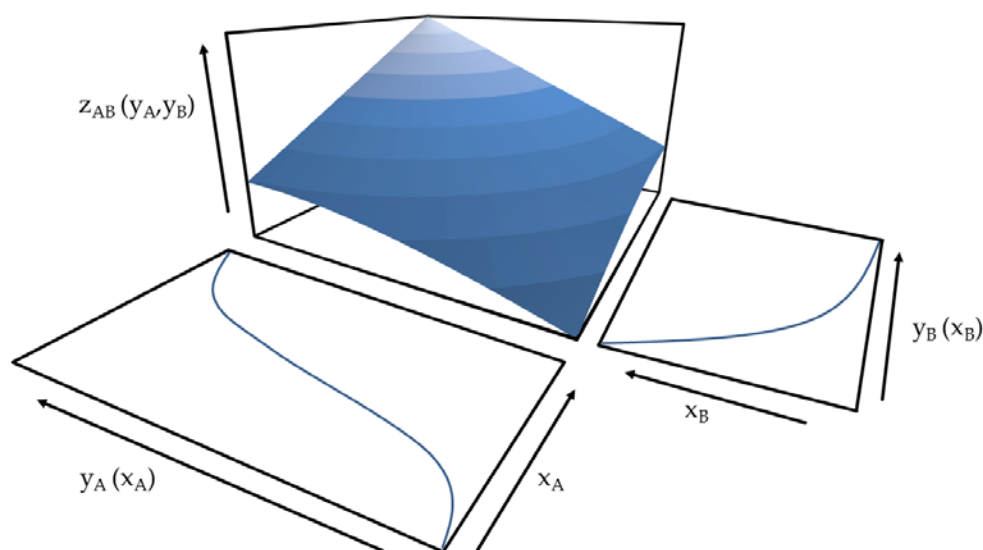


Abbildung 7: Aggregation zweier Parameterbeiträge (Bild: Lindner et al. 2019b)

Analog gilt für eine ODER-Verknüpfung, dass der Wert von z_{AB} bereits hoch ist, wenn einer der beteiligten Parameter einen hohen Biodiversitätsbeitrag liefert. Besonders hohe Werte nahe 1 lassen sich aber nur bei hohen Biodiversitätsbeiträgen aller beteiligten Parameter erreichen. Auch hier gilt als Default $p = 2$ und mit höheren Werten von p wird der kompensierende Charakter der Verknüpfung stärker, d.h. es reicht auch ein Parameter mit hohem Biodiversitätsbeitrag für einen hohen Beitrag des Kriteriums.

4.2.1.3 Schritt 3: Konstruktion der Aggregationsfunktion

Die Biodiversitätsbeiträge aller Kriterien, die zum landnutzungsspezifischen Biodiversitätswert beitragen, werden linear aggregiert. Die Aggregationsfunktion ist in Formel 5 definiert. Formel 5

$$BV_{LU} = \sum_{i=1}^n g_i z_i$$

Jedes Kriterium z_i wird mit einem Gewichtungsfaktor g_i multipliziert und die gewichteten Werte aufsummiert. Dabei muss die Summe aller g_i genau 1 ergeben. Die Werte von BV_{LU} liegen dann im Intervall $[0, 1]$. Innerhalb der jeweiligen Landnutzungsart ist der niedrigste Biodiversitätswert also 0 und der höchste 1.

4.2.1.4 Schritt 4: Transformation des landnutzungsspezifischen Biodiversitätswerts

Die Wertebereiche der Biodiversitätswerte verschiedener Landnutzungsarten werden in ein gemeinsames Wertintervall gebracht. Dazu wird der normierte Biodiversitätswert BV_{norm} als neue Größe eingeführt. In der Skala des BV_{norm} liegen die minimalen und maximalen Biodiversitätswerte nicht jeweils zwischen 0 und 1, sondern es wird $[0, 1]$ zum gemeinsamen Intervall der Biodiversitätswerte aller Landnutzungsarten. Die minimal und maximal

möglichen Werte von BV_{loc} je nach Landnutzungsart richten sich nach den minimal und maximal möglichen Hemerobieniveaus der Landnutzungsarten. Jedem Landnutzungstyp wird ein minimales und ein maximales Hemerobieniveau zugeordnet (siehe Abbildung 8 und Tabelle 11).

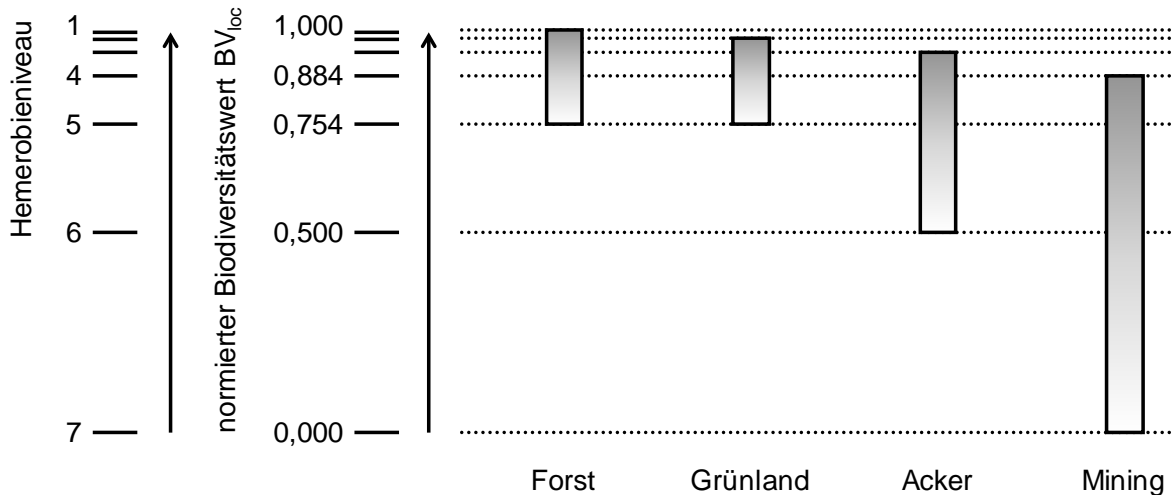


Abbildung 8: Intervalle mit Hemerobie- und Biodiversitätsskala (eigene Darstellung)
Tabelle 11: Hemerobieniveaus der Landnutzungstypen

| Landnutzung | Forst | Grünland | Acker | Mining |
|--------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| Hemerobie _{min} | 1 | 2 | 3 | 4 |
| Hemerobie _{max} | 5 | 5 | 6 | 7 |
| $BV_{norm,max}$ | 1,000 | $\frac{5}{6} = 0,833$ | $\frac{2}{3} = 0,667$ | $\frac{1}{2} = 0,500$ |
| $BV_{norm,min}$ | $\frac{1}{3} = 0,333$ | $\frac{1}{3} = 0,333$ | $\frac{1}{6} = 0,167$ | 0,000 |

Die Transformation von BV_{LU} in BV_{loc} wird in Formel 6 definiert.

Formel 6

$$BV_{norm} = BV_{norm,j,min} + BV_{LUj} (BV_{norm,j,max} - BV_{norm,j,min})$$

Darin bezeichnet der Index j die Landnutzungsart und min/max jeweils die minimal und maximal möglichen Werte des Hemerobieniveaus.

4.2.1.5 Schritt 5: Transformation des normierten Biodiversitätswerts

Aus dem normierten Biodiversitätswert BV_{norm} wird durch Formel 7 der lokale Biodiversitätswert BV_{loc} errechnet. Die Funktion ist in Abbildung 9 visualisiert.

Formel 7

$$BV_{loc} = a(1 - e^{-b \cdot BV_{norm}})$$

mit $a = 1,017626088$ und $b = 4,055847776$

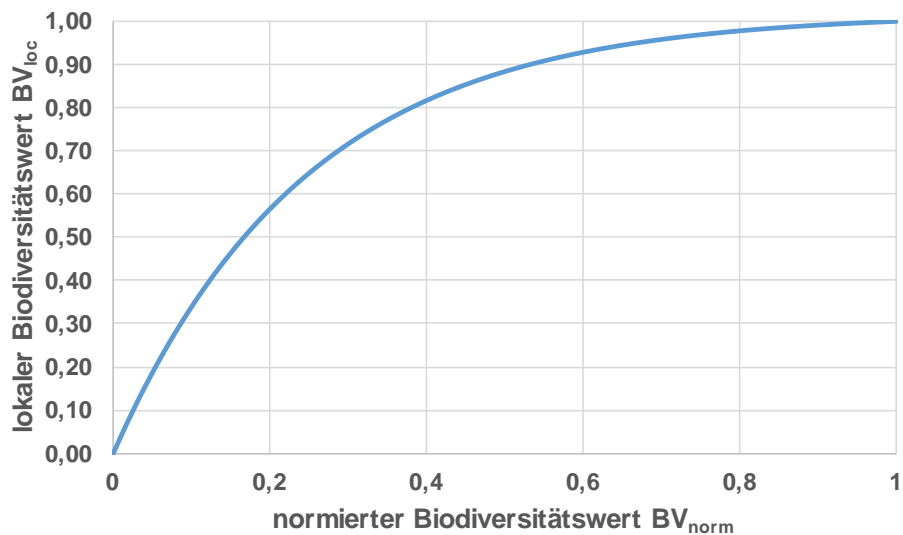


Abbildung 9: Transformation des normierten Biodiversitätswerts in den lokalen Biodiversitätswert (eigene Darstellung)

Nach Kapitel 4.2.1.4 korrespondieren die Intervalle des BV_{norm} je Landnutzungsart mit den Hemerobieniveaus. Entsprechend korrespondieren auch die Werte, die der BV_{loc} annehmen kann, mit den Hemerobieniveaus. Abbildung 10 zeigt die Zuordnung der Hemerobieniveaus zum lokalen Biodiversitätswert und komplementär dazu den Schaden an der Biodiversität, d.h. die Qualitätsdifferenz. Die Zuordnung orientiert sich an dem Vorschlag von Fehrenbach et al. (2015) (siehe Abbildung 2 in Kapitel 2.2).

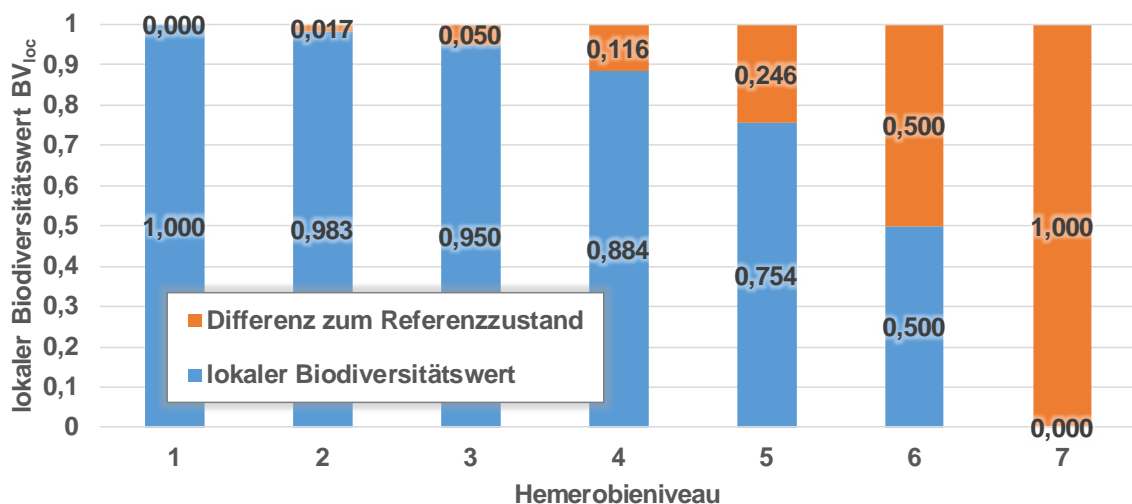


Abbildung 10: Zuordnung der Hemerobieniveaus auf der Qualitätsachse von BV_{loc} (eigene Darstellung)

Beispielsweise liegen die erreichbaren Hemerobiewerte für Grünlandprozesse im Intervall von Hemerobie 5 bis 2. Das korrespondierende Intervall von BV_{loc} reicht von 0,697 bis 0,978. Die folgende Tabelle listet die Intervalle einzeln auf. Die Intervalle sind in Abbildung 8 visualisiert. Darin ist sowohl die Hemerobieskala als auch die Skala des lokalen Biodiversitätswerts eingezeichnet. Man beachte die Verzerrung der Hemerobieskala. Sie folgt aus der Transformation von BV_{norm} in BV_{loc} (siehe Schritt 4 in Kapitel 4.2.1.4).

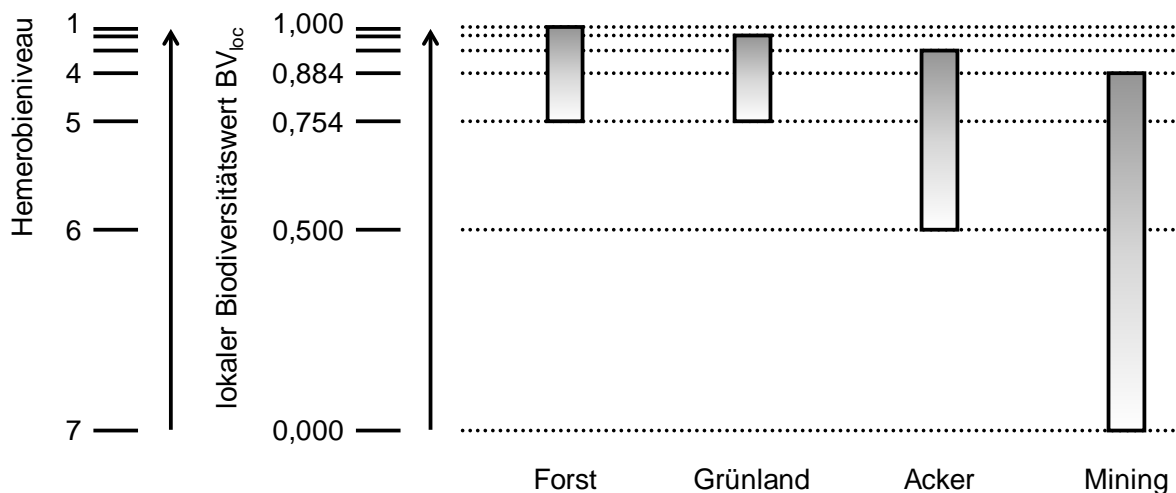


Abbildung 11: Intervalle mit Hemerobie- und Biodiversitätsskala (eigene Darstellung)

Tabelle 12: Intervalle von Hemerobie und BV_{loc} je Landnutzungsart

| Landnutzung | Forst | Grünland | Acker | Mining |
|--------------------------|-------|----------|-------|--------|
| Hemerobie _{min} | 1 | 2 | 3 | 4 |
| Hemerobie _{max} | 5 | 5 | 6 | 7 |
| BV_{loc} max | 1,000 | 0,983 | 0,950 | 0,884 |
| BV_{loc} min | 0,754 | 0,754 | 0,500 | 0 |

Der Zweck dieser Transformation ist die verstärkte Betonung von Unterschieden im unteren Bereich der Qualitätsskala. Beispielsweise ist der Unterschied zwischen einem sehr naturfernen Acker (Hemerobie 6) und einem nicht ganz so naturfernen Acker (Hemerobie 5) gemessen in BV_{norm} 0,167, jedoch gemessen in BV_{loc} 0,254. Dagegen ist der Unterschied zwischen unberührter Natur und beispielsweise einem minimal beanspruchten Wald gemessen in BV_{loc} nur 0,017 anstatt ebenfalls 0,167 gemessen in BV_{norm} . Da zu erwarten ist, dass sich die meisten landnutzenden Prozesse im industriellen Kontext im Bereich von Hemerobie 7 bis 4 abspielen, ist die größere Differenzierung in diesem Bereich durchaus von Vorteil.

4.2.1.6 Schritt 6: Transformation des lokalen Biodiversitätswerts

Der letzte Schritt ist eine einfache lineare Gewichtung. Der lokale Biodiversitätswert BV_{loc} wird nach Formel 8 mit dem Gewichtungsfaktor EF der Ecoregion multipliziert, in welcher der betreffende Landnutzungsprozess stattfindet.

Formel 8

$$BV_{glo} = EF_k * BV_{loc,k}$$

Darin bezeichnet der Index k die Ecoregion. Die Definition des EF ist in Kapitel 4.4 ausführlich dargestellt.

Für den Biodiversitätswert wird die Einheit „Biodiversity Value Increment“ (BVI) eingeführt. Sie drückt aus, dass (a) der Wert von Biodiversität quantifiziert wird, und dass (b) dieser Wert auf einer stetigen Skala verortet wird. (siehe auch Lindner et al. 2019b)

4.2.2 Landnutzungsart Forst

In diesem Kapitel werden alle Parameter für die Biodiversitätsbewertung von Wald- bzw. Forstflächen beschrieben. Insgesamt sind es 30 Parameter, die zu 16 Kriterien und weiter zum landnutzungsspezifischen Biodiversitätswert $BV_{LU,Forst}$ aggregiert werden. Sie werden mit dem Buchstaben F (für Forst) und jeweils einer Ziffer für die Kriterien und die Parameter bezeichnet. Zu jedem Parameter werden mit Bezug auf Formel 2 (Kapitel 4.2.1.1) die Konstanten alpha, sigma, beta, gamma, delta und epsilon berichtet, sowie das Intervall der Eingangswerte. Jede Biodiversitätsbeitragsfunktion $y(x)$ wird auch graphisch dargestellt. Dabei wird die Stufenfunktion der Hemerobieniveaus mit der stetigen Funktion überlagert. Tabelle 13 gibt einen Überblick über alle Kriterien und Parameter der Landnutzungsart Forst.

Tabelle 13: Kriterien und Parameter für Forst

| Kriterien | Code | Parameter | Agg. p | Gew. g |
|--|-------|--|--------------|--------|
| Naturnähe der Vegetationszusammensetzung | F.1.1 | Anteil an Baumarten des Sukzessionsmosaiks der natürlichen Waldgesellschaft | UND p = 2 | 0,0625 |
| Naturnähe der Vegetationszusammensetzung | F.1.2 | Anteil an heimischen Baumarten | UND p = 2 | 0,0625 |
| Naturnähe der Anbauten | F.2.1 | Anteil der Anbauten an der natürlichen Waldgesellschaft | UND p = 2 | 0,0625 |
| Naturnähe der Anbauten | F.2.2 | Anteil an heimischen Anbauten | UND p = 2 | 0,0625 |
| Vertikale und horizontale Strukturvielfalt | F.3.1 | Vertikale und horizontale Strukturvielfalt | UND p = 2 | 0,0625 |
| Totholz | F.4.1 | Sukzessionsphase im obersten Viertel der natürlichen Altersspanne | UND p = 2 | 0,0625 |
| Totholz | F.4.2 | Anteil Totholz am Holzvorrat | UND p = 2 | 0,0625 |
| Typische Kleinstrukturen | F.5.1 | Kleinstrukturen | n/a | 0,0625 |
| Intensität mechanischer Bodenbearbeitung | F.6.1 | Oberflächliche mechanische Bodenbearbeitung | UND p = 2 | 0,0625 |
| Intensität mechanischer Bodenbearbeitung | F.6.2 | Tiefe mechanische Bodenbearbeitung | UND p = 2 | 0,0625 |
| Waldzerschneidung | F.7.1 | Waldzerschneidung | n/a | 0,0625 |
| Intensität stofflicher Eingriffe (Kalkung und Düngung) | F.8.1 | Kompensationskalkungen auf kalkfreien/-armen Standorten im Untersuchungsgebiet | UND p = 2 | 0,0625 |
| Intensität stofflicher Eingriffe (Kalkung und Düngung) | F.8.2 | Anteil an Startdüngungen auf angefallenen Verjüngungsflächen | UND p = 2 | 0,0625 |
| Intensität stofflicher Eingriffe (Kalkung und Düngung) | F.8.3 | Anteil an ertragssteigernden Düngungen auf angefallenen Verjüngungsflächen | UND p = 2 | 0,0625 |

| Kriterien | Code | Parameter | Agg. p | Gew. g |
|--|--------|--|--------------|--------|
| und Düngung) | | | | |
| Intensität stofflicher Eingriffe (Pestizideinsatz) | F.9.1 | Selektive Pestizide | UND p = 2 | 0,0625 |
| Intensität stofflicher Eingriffe (Pestizideinsatz) | F.9.2 | Breitbandpestizide | UND p = 2 | 0,0625 |
| Kontinuität der Bodenentwicklung | F.10.1 | Bodenentwicklung Fläche | UND p = 2 | 0,0625 |
| Kontinuität der Bodenentwicklung | F.10.2 | Bodenentwicklung Zeit | UND p = 2 | 0,0625 |
| Ungestörter Wasserhaushalt im Oberboden | F.11.1 | Vorübergehende Drainagemaßnahmen | UND p = 2 | 0,0625 |
| Ungestörter Wasserhaushalt im Oberboden | F.11.2 | Tiefe Drainagemaßnahmen | UND p = 2 | 0,0625 |
| Vegetationsentstehung aggregiert | F.12.1 | Anteil spontaner Vegetationsentstehung aus Naturverjüngung | UND p = 2 | 0,0625 |
| Vegetationsentstehung aggregiert | F.12.2 | Anteil spontaner, autochthoner Vegetationsentstehung | UND p = 2 | 0,0625 |
| Vegetationsentstehung aggregiert | F.12.3 | Anteil an Saatbeständen | UND p = 2 | 0,0625 |
| Spontanität der Vegetationsentwicklung | F.13.1 | Altbestände mit natürlichen Verjüngungsschichten | n/a | 0,0625 |
| Kontinuität | F.14.1 | Kein Kahlschlag, Absterbeprozesse in den Altbeständen (Fläche) | UND p = 2 | 0,0625 |
| Kontinuität | F.14.2 | Kein Kahlschlag, Absterbeprozesse in den Altbeständen (Zeit) | UND p = 2 | 0,0625 |
| Endnutzung | F.15.1 | Entnahme des stehenden Vorrats pro Eingriff | UND p = 2 | 0,0625 |
| Endnutzung | F.15.2 | Größe der Kahlschläge | UND p = 2 | 0,0625 |
| Akzeptanz zufälliger Entwicklungen | F.16.1 | Stammholz aufgearbeitet (Windwurf insgesamt) | UND p = 2 | 0,0625 |
| Akzeptanz zufälliger Entwicklungen | F.16.2 | Bepflanzung | UND p = 2 | 0,0625 |

4.2.2.1 Beschreibung der Kriterien

Kriterium F.1 Naturnähe der Vegetationszusammensetzung

Parameter F.1.1 Anteil an Baumarten des Sukzessionsmosaiks der natürlichen Waldgesellschaft

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,352$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 1,000$ | $\gamma = -0,015$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 1,069$ | $\epsilon = 1,010$ |

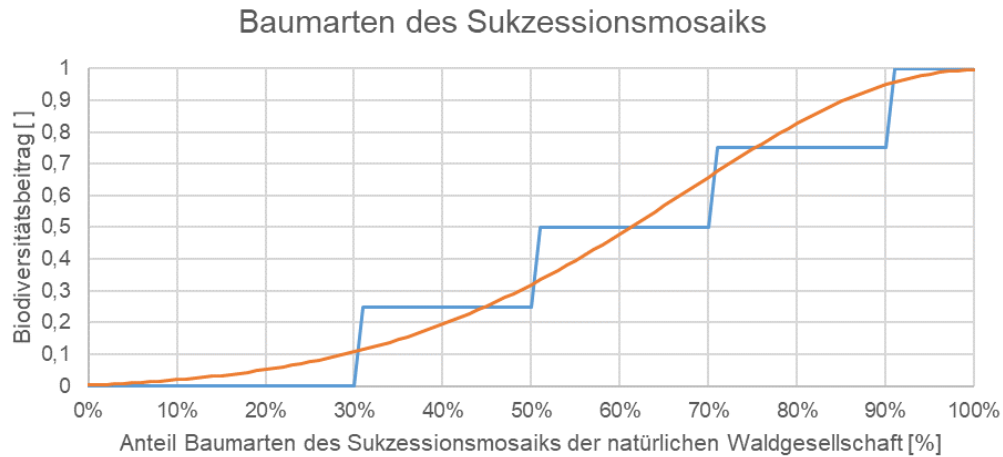


Abbildung 12: Parameter F.1 Anteil an Baumarten des Sukzessionsmosaiks der natürlichen Waldgesellschaft (eigene Darstellung)

F.1.2 Anteil an heimischen Baumarten

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,351$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 1,457$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,478$ | $\epsilon = 1,180$ |

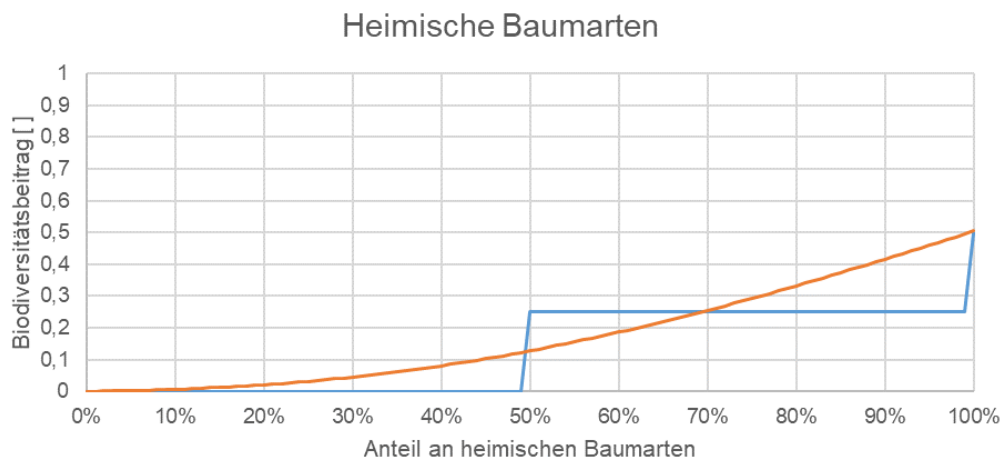


Abbildung 13: Parameter F.1.2 Anteil an heimischen Baumarten (eigene Darstellung)

Kriterium F.2 Naturnähe der Anbauten

F.2.1 Anteil der Anbauten an der natürlichen Waldgesellschaft

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,352$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 1,000$ | $\gamma = -0,015$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 1,069$ | $\epsilon = 1,010$ |

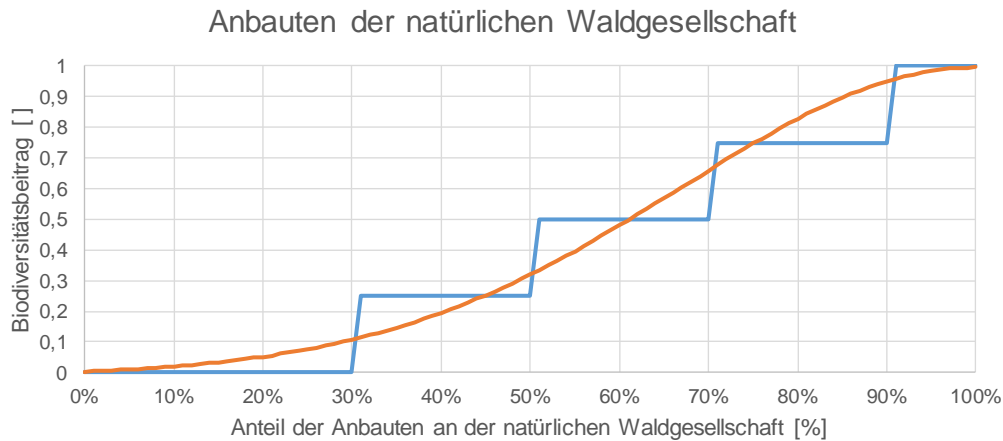


Abbildung 14: Parameter F.2.1 Anteil der Anbauten an der natürlichen Waldgesellschaft (eigene Darstellung)

F.2.2 Anteil an heimischen Anbauten

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,351$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 1,457$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,478$ | $\epsilon = 1,180$ |

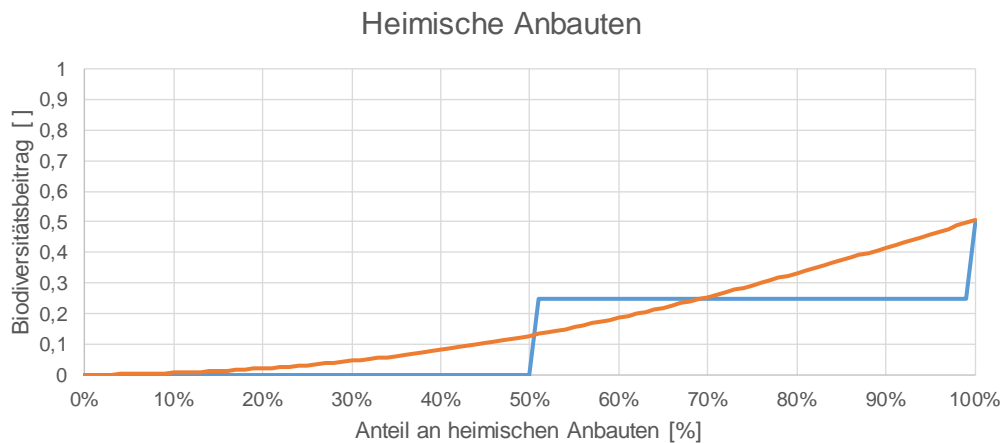


Abbildung 15: Parameter F.2.2 Anteil an heimischen Anbauten (eigene Darstellung)

Kriterium F.3 Vertikale und horizontale Strukturvielfalt

F.3.1 Vertikale und horizontale Strukturvielfalt

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,400$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 1,000$ | $\gamma = -0,045$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,900$ | $\epsilon = 1,050$ |

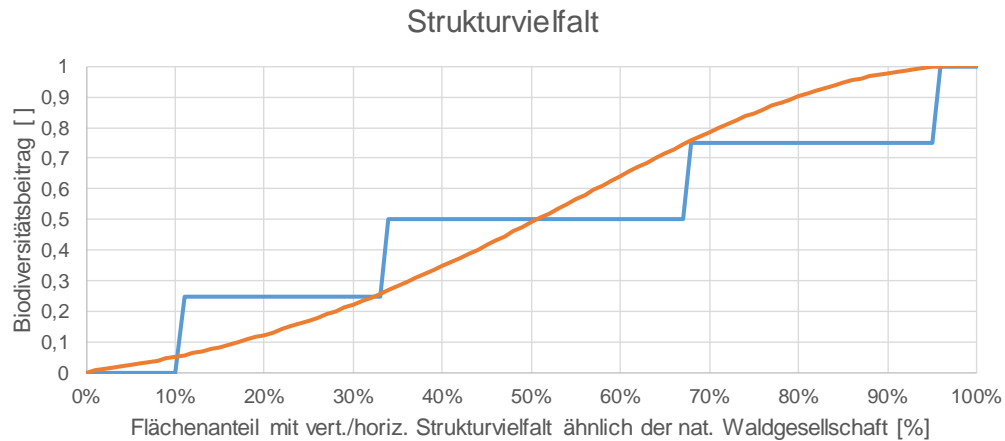


Abbildung 16: Parameter F.3.1 Vertikale und horizontale Strukturvielfalt (eigene Darstellung)

Kriterium F.4 Totholzvorrat

F.4.1 Sukzessionsphase im obersten Viertel der natürlichen Altersspanne

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,396$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 1,000$ | $\gamma = -0,040$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,532$ | $\epsilon = 1,040$ |

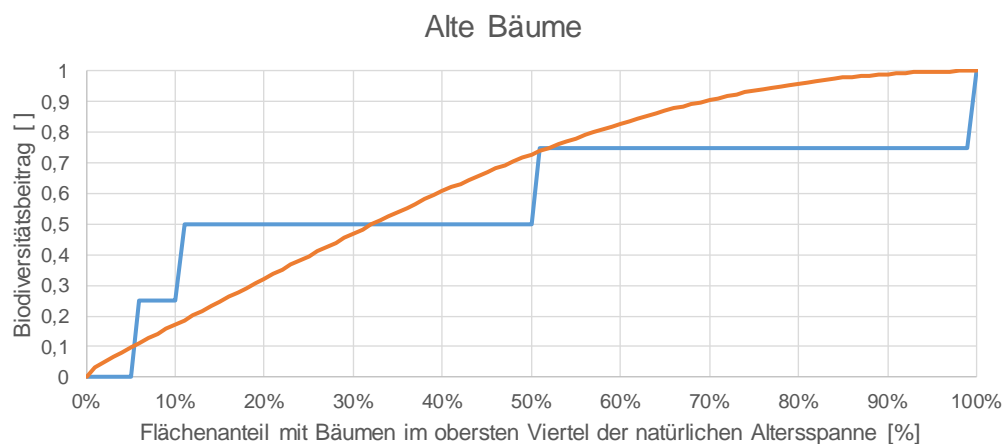


Abbildung 17: Parameter F.4.1 Sukzessionsphase im obersten Viertel der natürlichen Altersspanne (eigene Darstellung)

F.4.2 Anteil Totholz am Holzvorrat

| | | |
|--------------|-------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 19,000$ | $\sigma = 0,513$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,675$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,575$ | $\epsilon = 1,010$ |

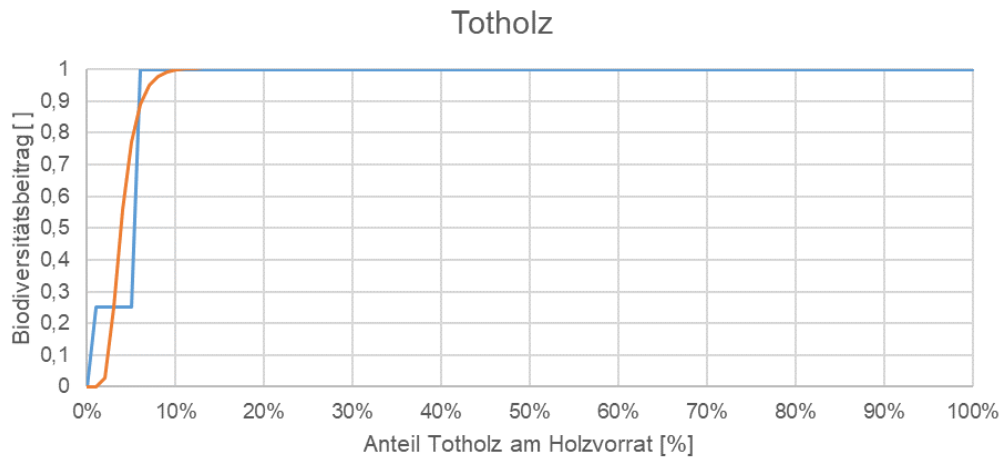


Abbildung 18: Parameter F.4.2 Anteil Totholz am Holzvorrat (eigene Darstellung)

Kriterium F.5 Typische Kleinstrukturen

F.5.1 Kleinstrukturen

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,200$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 1,000$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,264$ | $\epsilon = 1,000$ |

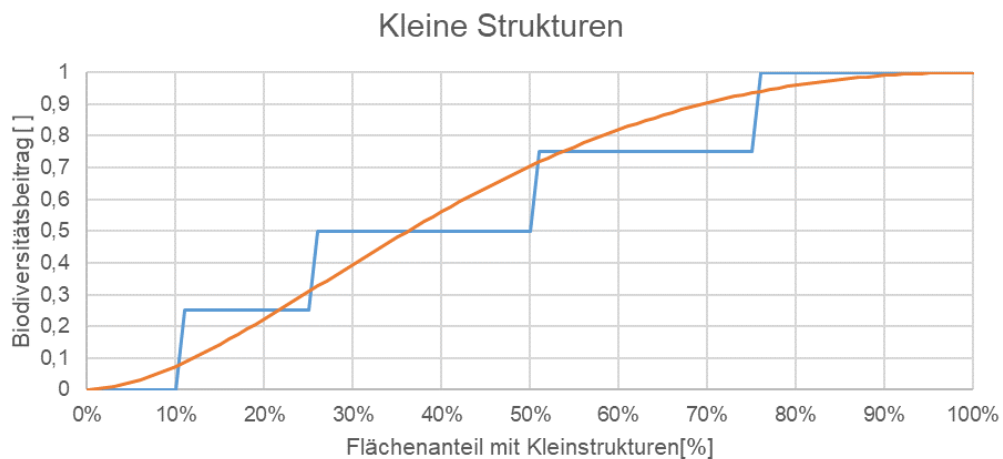


Abbildung 19: Parameter F.5.1 Kleinstrukturen (eigene Darstellung)

Kriterium F.6 Intensität mechanischer Bodenbearbeitung

F.6.1 Oberflächliche mechanische Bodenbearbeitung

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 1,000$ | $\sigma = 0,350$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = 0,345$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,810$ | $\epsilon = 0,650$ |

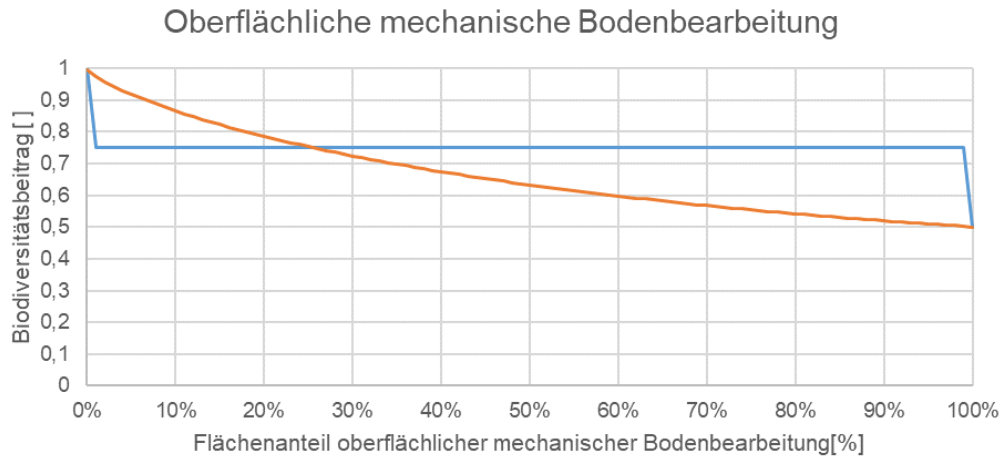


Abbildung 20: Parameter F.6.1 Oberflächliche mechanische Bodenbearbeitung (eigene Darstellung)

F.6.2 Tiefe mechanische Bodenbearbeitung

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 1,000$ | $\sigma = 0,455$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = -0,500$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,374$ | $\epsilon = 1,500$ |

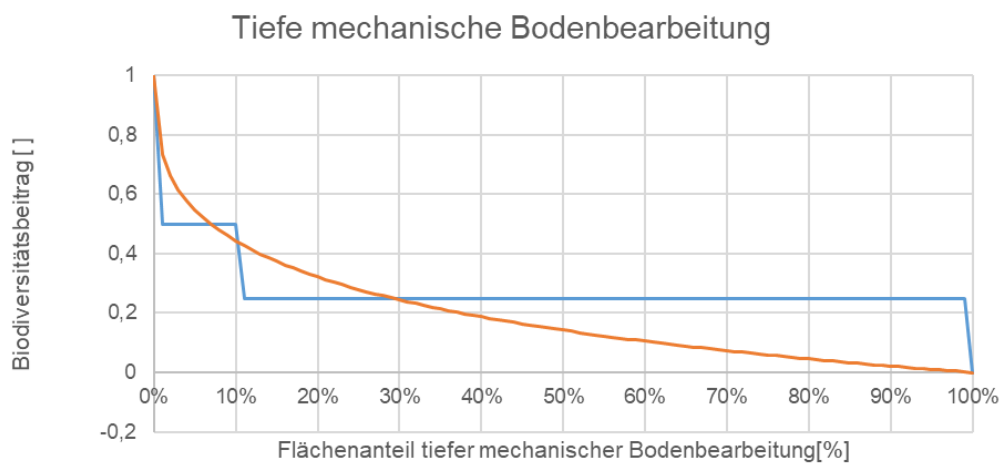


Abbildung 21: Parameter F.6.2 Tiefe mechanische Bodenbearbeitung (eigene Darstellung)

Kriterium F.7 Waldzerschneidung

F.7.1 Waldzerschneidung

| | | |
|---------------|-------------------|--------------------|
| Einheit: m/ha | $\alpha = 10,000$ | $\sigma = 0,542$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,001$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 300 | $\delta = 0,309$ | $\epsilon = 0,999$ |

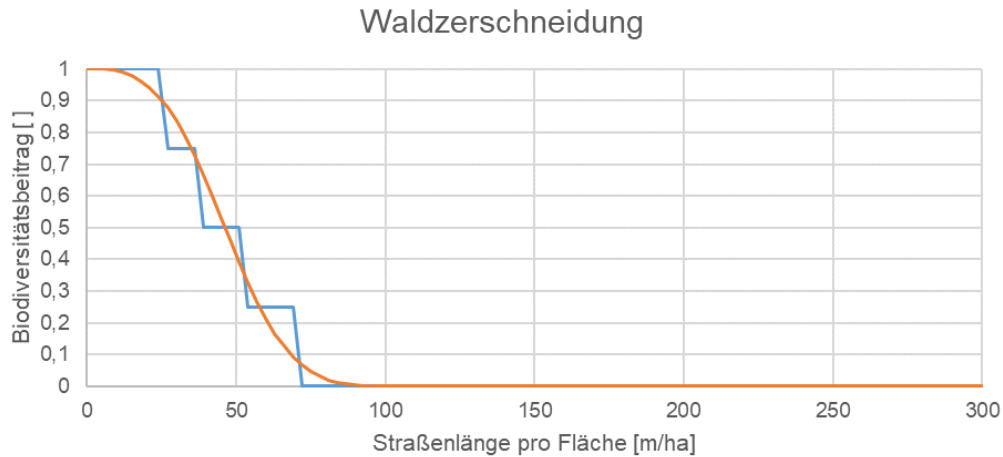


Abbildung 22: Parameter F.7.1 Waldzerschneidung (eigene Darstellung)

Kriterium F.8 Intensität stofflicher Eingriffe (Kalkung und Düngung)

F.8.1 Kompensationskalkungen auf kalkfreien/-armen Standorten im Untersuchungsgebiet

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,600$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = 0,010$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,270$ | $\epsilon = 0,990$ |

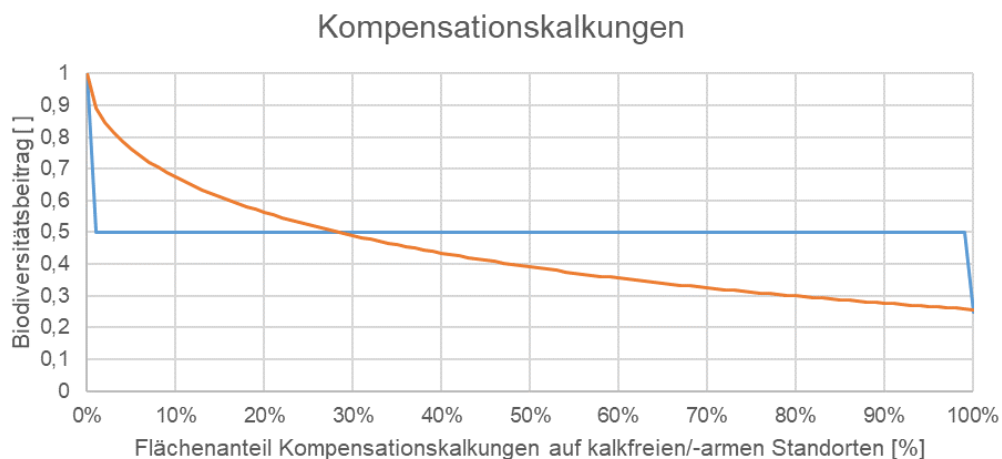


Abbildung 23: Parameter F.8.1 Kompensationskalkungen auf kalkfreien/-armen Standorten im Untersuchungsgebiet (eigene Darstellung)

F.8.2 Anteil an Startdüngungen auf angefallenen Verjüngungsflächen

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 1,895$ | $\sigma = 0,428$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = -0,090$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,284$ | $\epsilon = 1,090$ |

Startdüngungen

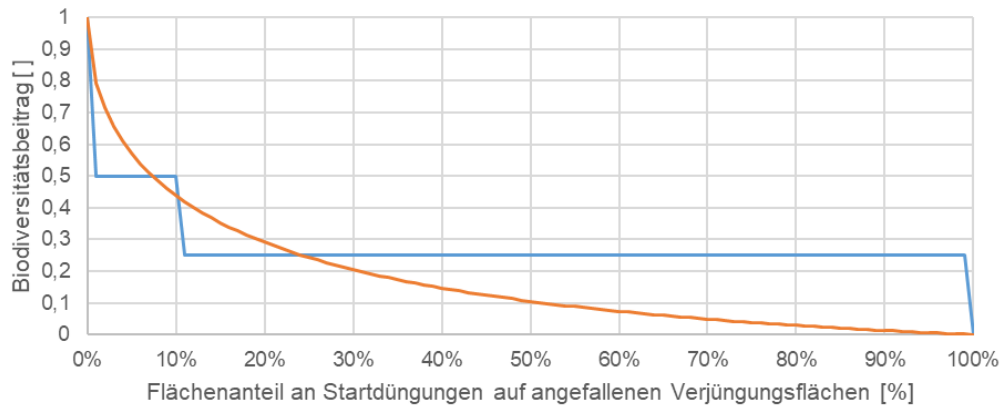


Abbildung 24: Parameter F.8.2 Anteil an Startdüngungen auf angefallenen Verjüngungsflächen (eigene Darstellung)

F.8.3 Anteil an ertragssteigernden Düngungen auf angefallenen Verjüngungsflächen

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,200$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,200$ | $\epsilon = 1,000$ |

Ertragssteigernde Düngungen

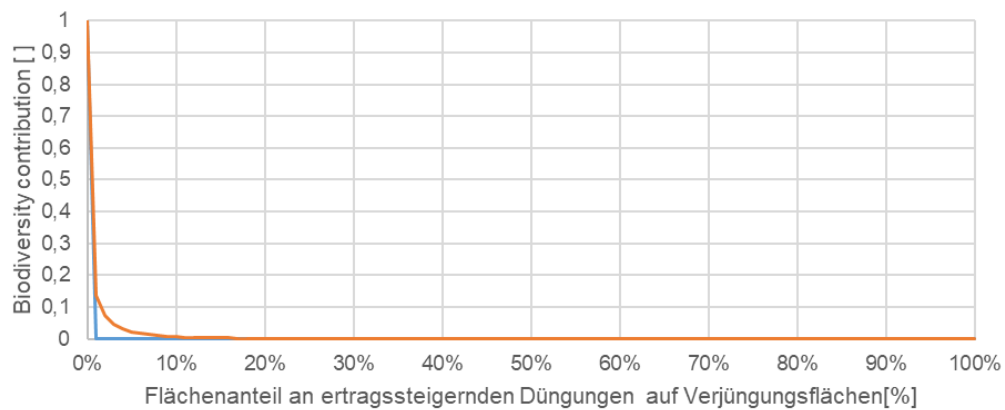


Abbildung 25: Parameter F.8.3 Anteil an ertragssteigernden Düngungen auf angefallenen Verjüngungsflächen (eigene Darstellung)

Kriterium F.9 Intensität stofflicher Eingriffe (Pestizideinsatz)

F.9.1 Selektive Pestizide

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,339$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = -0,010$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,511$ | $\epsilon = 1,010$ |

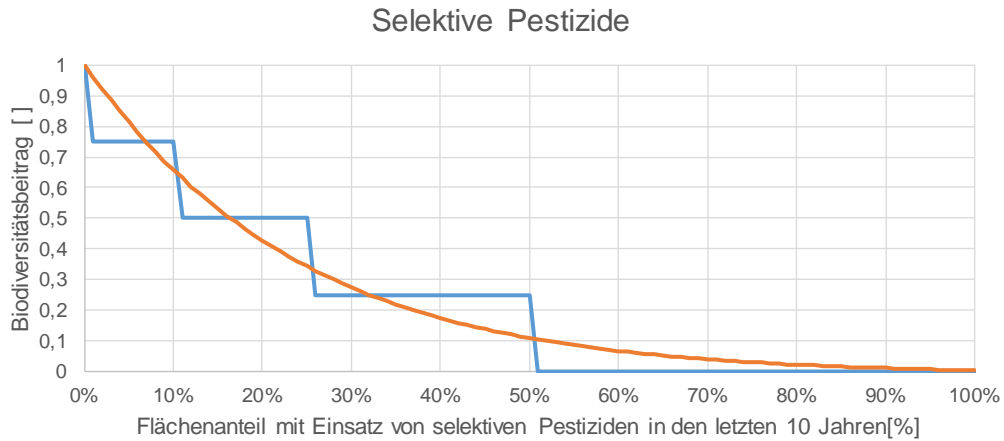


Abbildung 26: Parameter F.9.1 Selektive Pestizide (eigene Darstellung)

F.9.2 Breitbandpestizide

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,250$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,250$ | $\epsilon = 1,000$ |

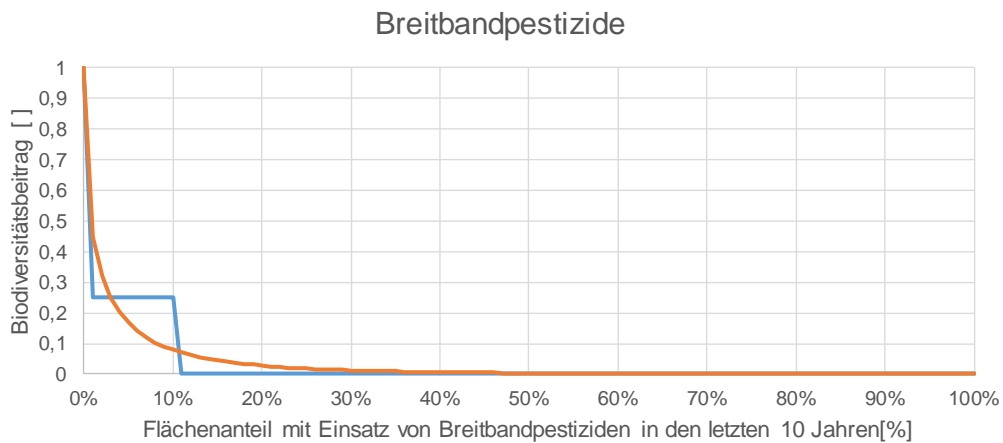


Abbildung 27: Parameter F.9.2 Breitbandpestizide (eigene Darstellung)

Kriterium F.10 Kontinuität der Bodenentwicklung

F.10.1 Bodenentwicklung (Fläche)

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,204$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,986$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,261$ | $\epsilon = 1,002$ |

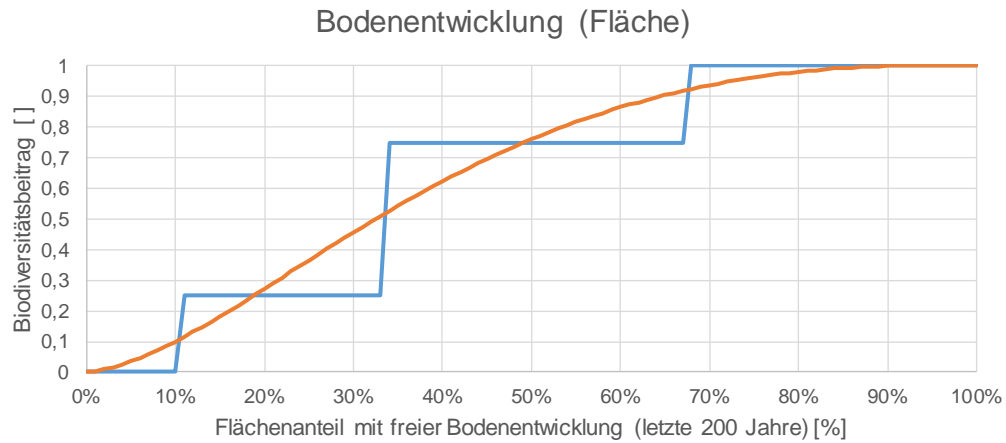


Abbildung 28: Parameter F.10.1 Bodenentwicklung (Fläche) (eigene Darstellung)

F.10.2 Bodenentwicklung (Zeit)

| | | |
|--------------|-------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 10,000$ | $\sigma = 0,513$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,675$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,987$ | $\epsilon = 1,005$ |

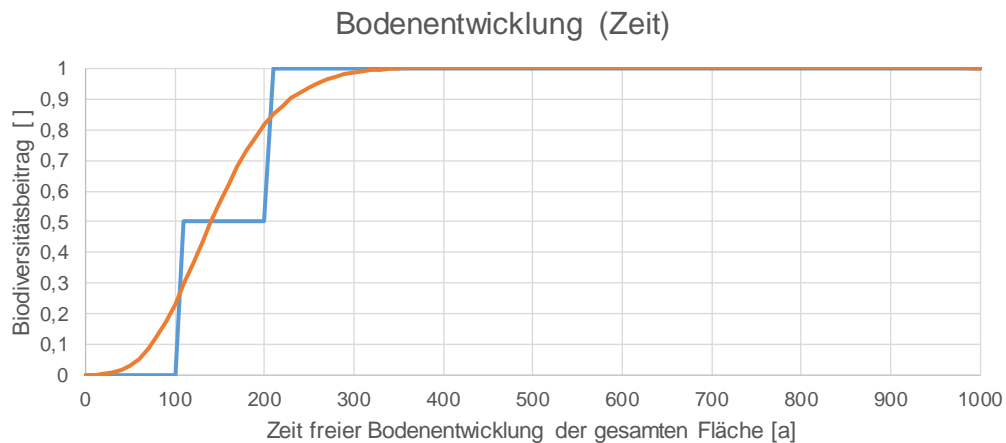


Abbildung 29: Parameter F.10.2 Bodenentwicklung (Zeit) (eigene Darstellung)

Kriterium F.11 Ungestörter Wasserhaushalt im Oberboden

F.11.1 Vorübergehende Drainagemassnahmen

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 1,000$ | $\sigma = 0,350$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = 0,345$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,810$ | $\epsilon = 0,650$ |

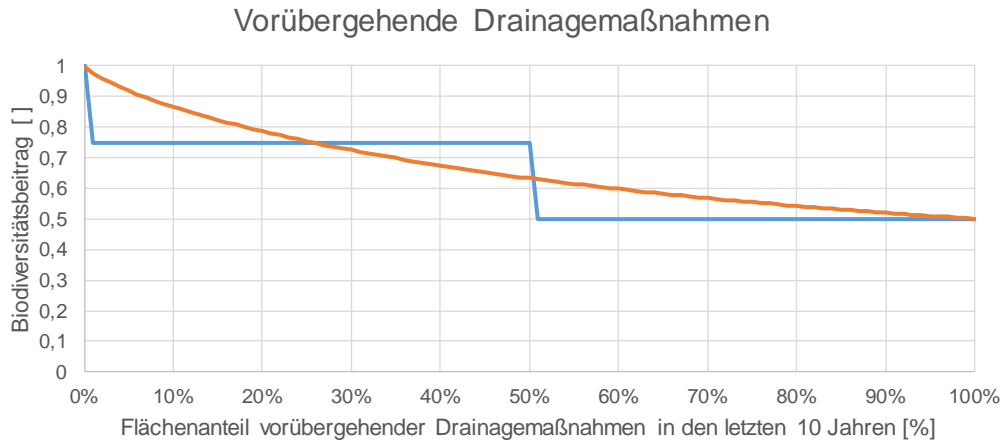


Abbildung 30: Parameter F.11.1 Vorübergehende Drainagemassnahmen (eigene Darstellung)

F.11.2 Tiefe Drainagemassnahmen

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 1,000$ | $\sigma = 0,500$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = -0,575$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,200$ | $\epsilon = 1,570$ |

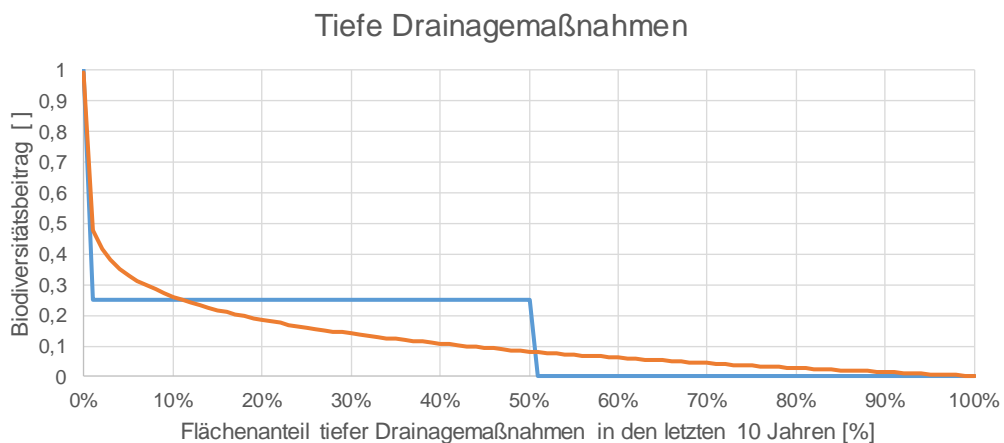


Abbildung 31: Parameter F.11.2 Tiefe Drainagemassnahmen (eigene Darstellung)

Kriterium F.12 Spontanität der Vegetationsentstehung

F.12.1 Altbestände mit natürlichen Verjüngungsschichten

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,370$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 1,000$ | $\gamma = -0,025$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,380$ | $\epsilon = 1,020$ |

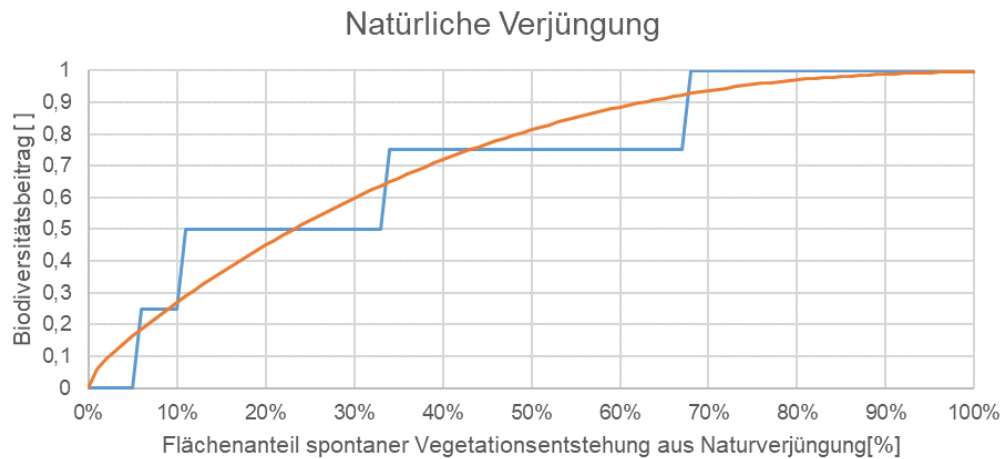


Abbildung 32: Parameter F.12.1 Altbestände mit natürlichen Verjüngungsschichten (eigene Darstellung)

F.12.2 Anteil spontaner, autochthoner Vegetationsentwicklung

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,320$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 1,000$ | $\gamma = -0,005$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,153$ | $\epsilon = 1,000$ |

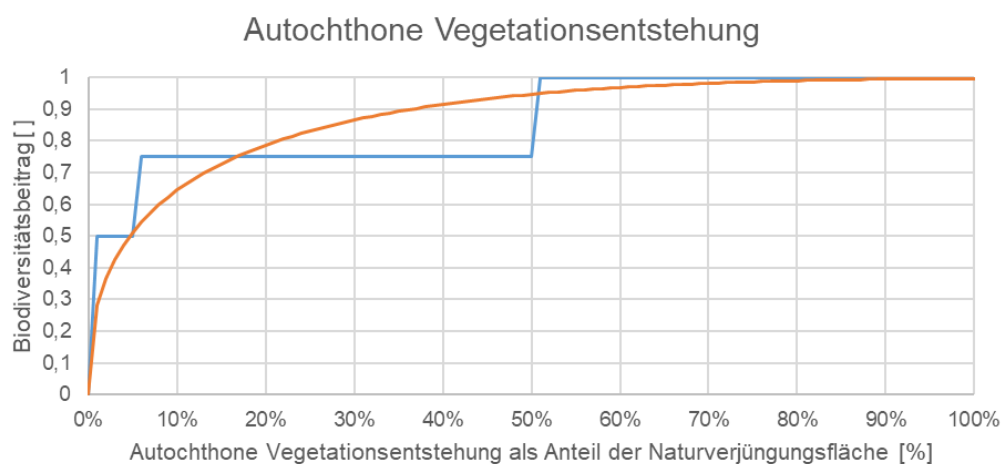


Abbildung 33: Parameter F.12.2 Anteil spontaner, autochthoner Vegetationsentwicklung (eigene Darstellung)

F.12.3 Anteil an Saatbeständen

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 3,000$ | $\sigma = 0,250$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 1,000$ | $\epsilon = 1,000$ |

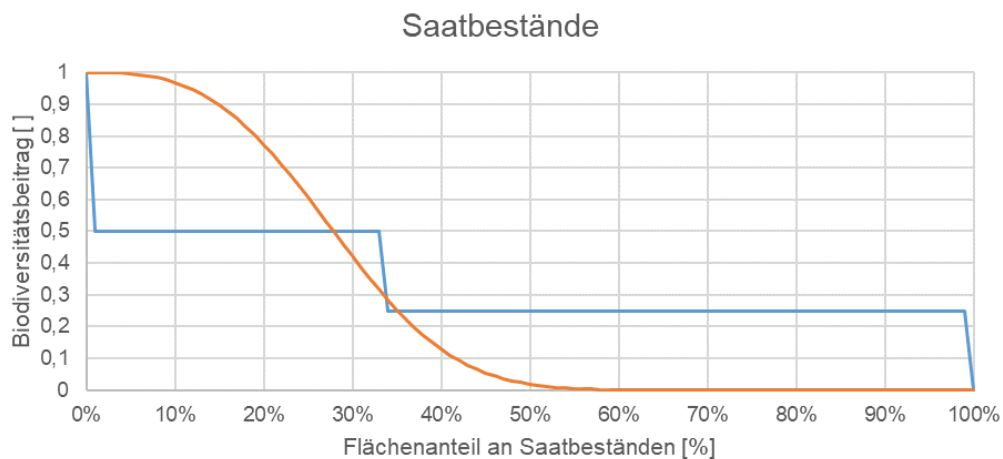


Abbildung 34: Parameter F.12.3 Anteil an Saatbeständen (eigene Darstellung)

Kriterium F.13 Spontanität der Walderneuerung

F.13.1 Altbestände mit natürlichen Verjüngungsschichten

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,400$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 1,000$ | $\gamma = -0,045$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,400$ | $\epsilon = 1,040$ |

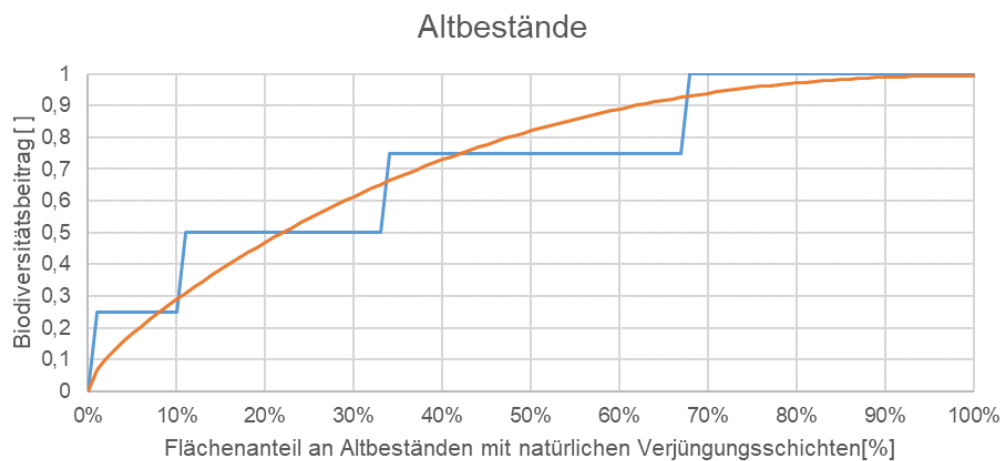


Abbildung 35: Parameter F.13.1 Altbestände mit natürlichen Verjüngungsschichten (eigene Darstellung)

Kriterium F.14 Kontinuität der Vegetationsentwicklung

F.14.1 Kein Kahlschlag, Absterbeprozesse in den Altbeständen (Fläche)

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 4,000$ | $\sigma = 0,450$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,850$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 1,000$ | $\epsilon = 1,000$ |

Absterbeprozesse ohne Kahlschlag (Fläche)

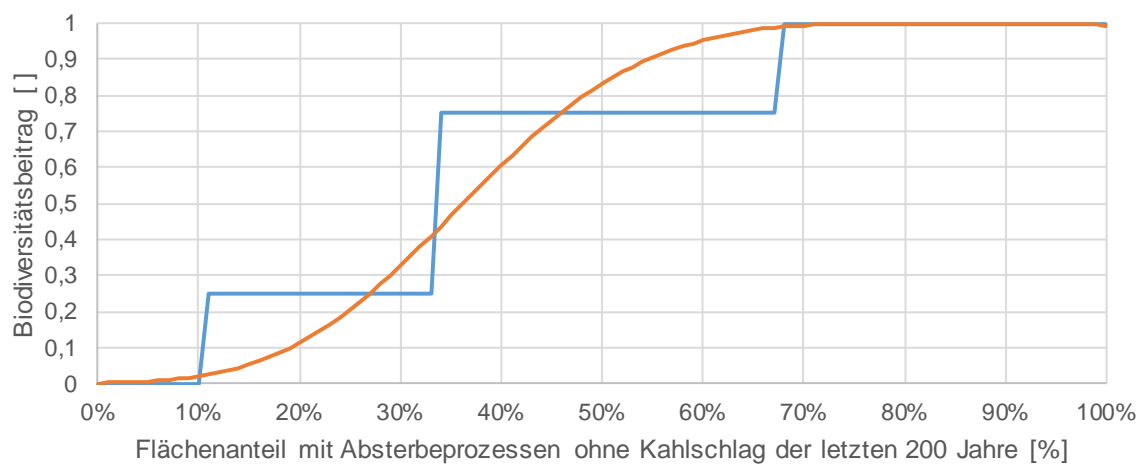


Abbildung 36: Parameter F.14.1 Kein Kahlschlag, Absterbeprozesse in den Altbeständen (Fläche) (eigene Darstellung)

F.14.2 Kein Kahlschlag, Absterbeprozesse in den Altbeständen (Zeit)

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 8,000$ | $\sigma = 0,400$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,750$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,530$ | $\epsilon = 1,000$ |

Absterbeprozesse ohne Kahlschlag (Zeit)

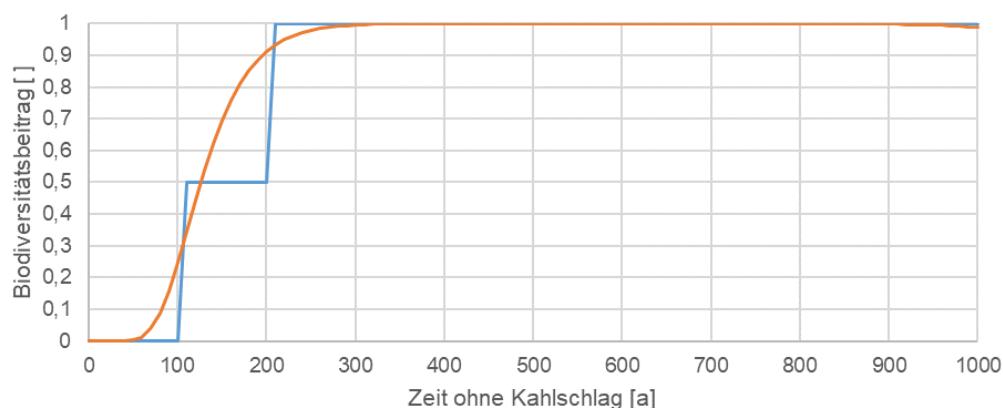


Abbildung 37: Parameter F.14.2 Kein Kahlschlag, Absterbeprozesse in den Altbeständen (Zeit) (eigene Darstellung)

Kriterium F.15 Endnutzung

F.15.1 Entnahme des stehenden Vorrats pro Eingriff

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 1,000$ | $\sigma = 0,750$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = -1,045$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 2,000$ | $\epsilon = 2,040$ |

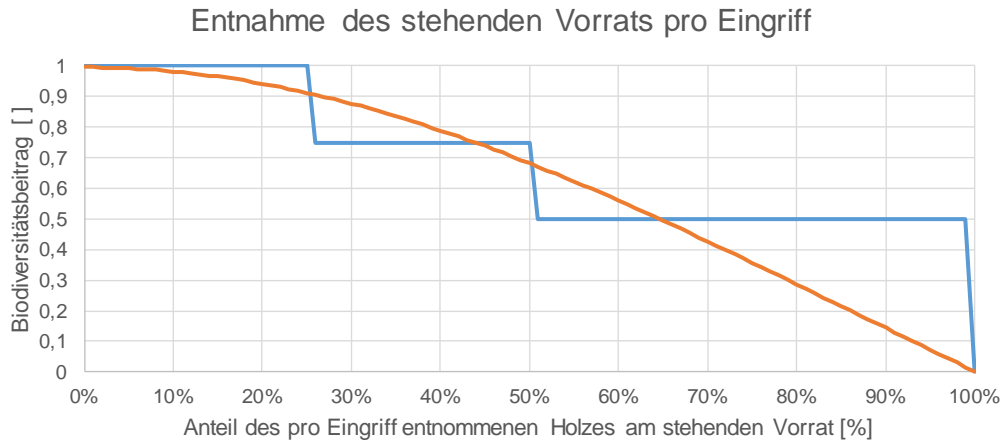


Abbildung 38: Parameter F.15.1 Entnahme des stehenden Vorrats pro Eingriff (eigene Darstellung)

F.15.2 Größe der Kahlschläge

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 4,000$ | $\sigma = 0,300$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,250$ | $\epsilon = 1,000$ |

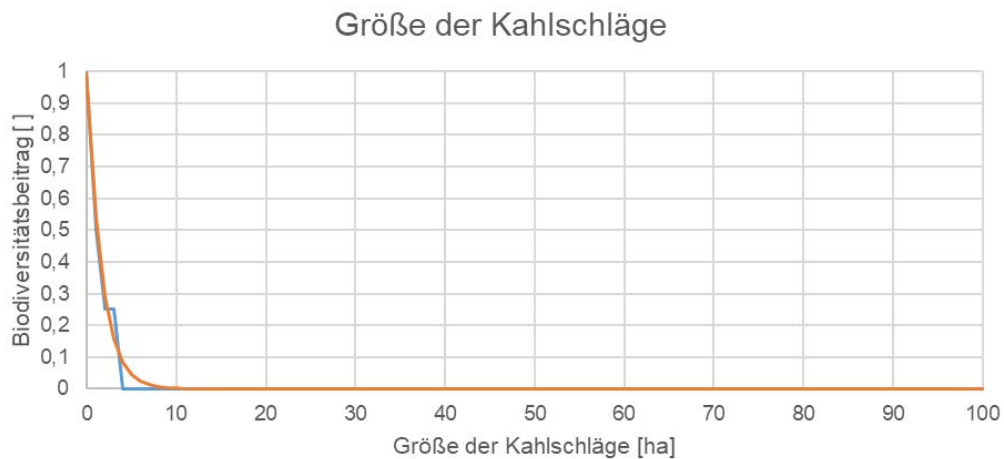


Abbildung 39: Parameter F.15.2 Größe der Kahlschläge (eigene Darstellung)

Kriterium F.16 Akzeptanz zufälliger Entwicklungen

F.16.1 Stammholz aufgearbeitet (Windwurf insgesamt)

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 5,000$ | $\sigma = 0,500$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 1,000$ | $\epsilon = 1,000$ |

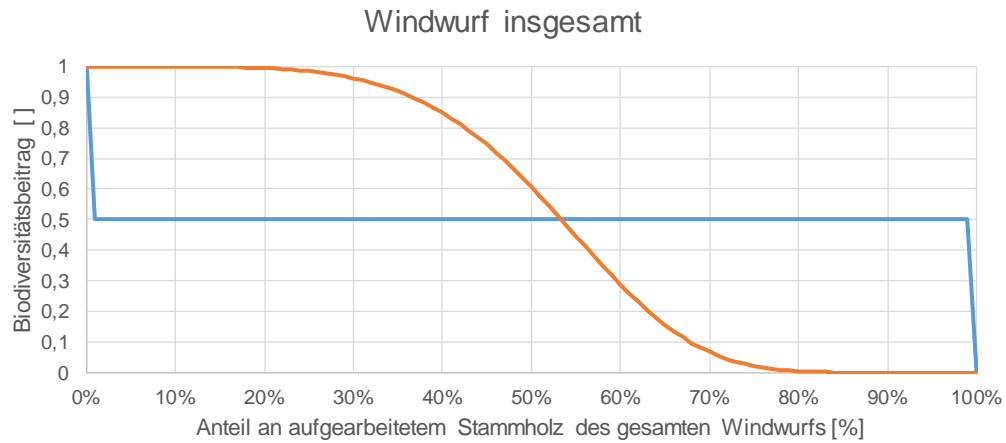


Abbildung 40: Parameter F.16.1 Stammholz aufgearbeitet (Windwurf insgesamt) (eigene Darstellung)

F.16.2 Bepflanzung

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,412$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = -0,060$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,369$ | $\epsilon = 1,060$ |

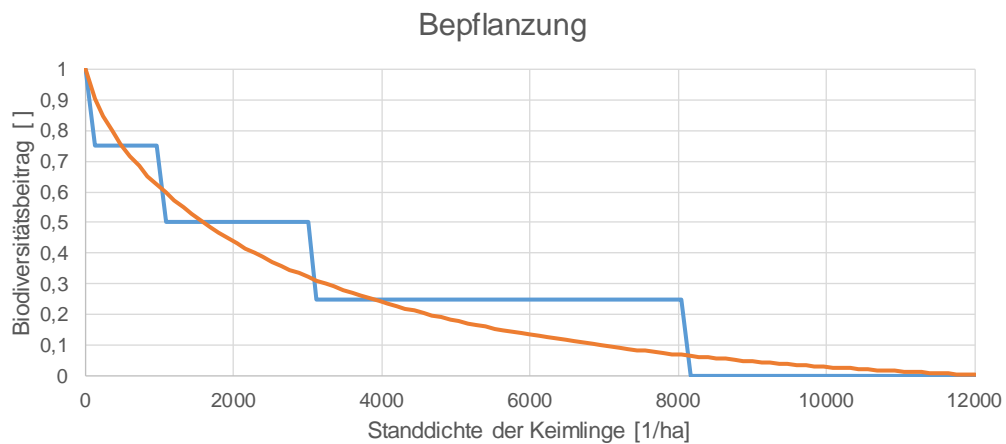


Abbildung 41: Parameter F.16.2 Bepflanzung (eigene Darstellung)

4.2.3 Landnutzungsarten Acker und Grünland

In diesem Kapitel werden alle Parameter für die Biodiversitätsbewertung von Acker- und Grünlandflächen beschrieben. Insgesamt sind es 9 Parameter, die zu 5 Kriterien und weiter zum landnutzungsspezifischen Biodiversitätswert $BV_{LU,Acker}$ bzw. $BV_{LU,Grünland}$ aggregiert werden. Sie werden mit dem Buchstaben A (für Agrar) bzw. P (für Pasture) und jeweils einer Ziffer für die Kriterien und die Parameter bezeichnet. Zu jedem Parameter werden mit Bezug auf Formel 2 (Kapitel 4.2.1.1) die Konstanten alpha, sigma, beta, gamma, delta und epsilon berichtet, sowie das Intervall der Eingangswerte. Jede Biodiversitätsbeitragsfunktion $y(x)$ wird auch graphisch dargestellt. Dabei wird die Stufenfunktion der Hemerobieniveaus mit der stetigen Funktion überlagert.

Da die Landnutzungsarten Acker und Grünland mit den gleichen Kriterien bewertet werden, werden ihre Kriterien in einem Kapitel zusammengefasst. Sie unterscheiden sich lediglich im Parameter A.3.3 Fruchtfolge bei Acker und Beweidung bei Grünland. Dieser wird getrennt dargestellt. Tabelle 14 gibt einen Überblick über alle Kriterien und Parameter der Landnutzungsart Grünland.

Tabelle 14: Kriterien und Parameter für Acker und Grünland

| Kriterien | Code | Parameter | Agg. p | Gew.g |
|----------------------|---------|-----------------------------|--------------|-------|
| Begleitflora | A/P.1.1 | Artenvielfalt Begleitflora | UND p = 2 | 0,2 |
| Begleitflora | A/P.1.2 | Vorkommen Rote-Liste-Arten | UND p = 2 | 0,2 |
| Strukturvielfalt | A/P.2.1 | Strukturgebende Elemente | UND p = 2 | 0,2 |
| Strukturvielfalt | A/P.2.2 | Feldgröße | UND p = 2 | 0,2 |
| Bodenbearbeitung | A/P.3.1 | Bodenbewegung | UND p = 2 | 0,2 |
| Bodenbearbeitung | A/P.3.2 | Bodenbedeckung | UND p = 2 | 0,2 |
| Bodenbearbeitung | A/P.3.3 | Fruchtfolge / Beweidung | UND p = 2 | 0,2 |
| Düngung | A/P.4.1 | Düngungsintensität | n/a | 0,2 |
| Schädlingsbekämpfung | A/P.5.1 | Pflanzenschutzmitteleinsatz | n/a | 0,2 |

Kriterium A.1 / P.1 Begleitflora

A/P.1.1 Artenvielfalt Begleitflora

| | | |
|--------------------|-----------------|------------------|
| Einheit: Anzahl/ha | $\alpha = 3$ | $\sigma = 0,496$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 1,074$ | $\gamma = 0$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,43$ | $\epsilon = 1$ |

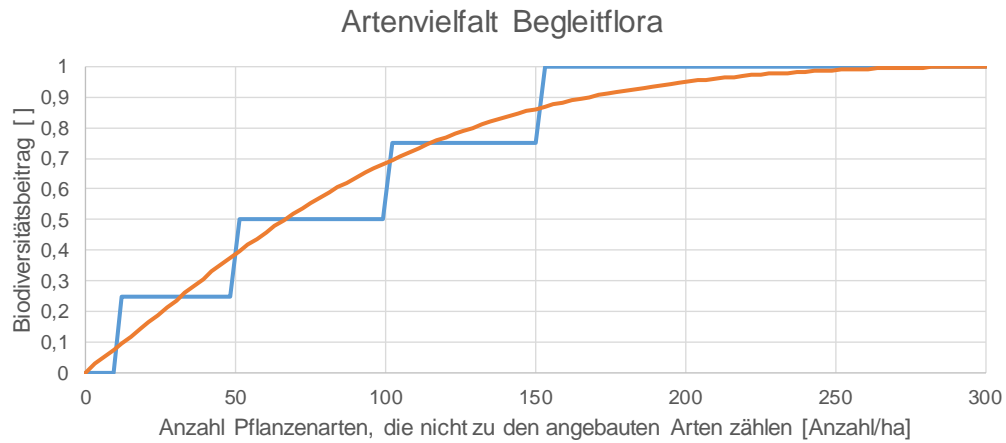


Abbildung 42: A/P.1.1 Artenvielfalt Begleitflora (eigene Darstellung)

A/P.1.2 Vorkommen Rote-Liste-Arten

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 1,000$ | $\sigma = 0,150$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 1,000$ | $\gamma = -0,037$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,150$ | $\epsilon = 1,040$ |

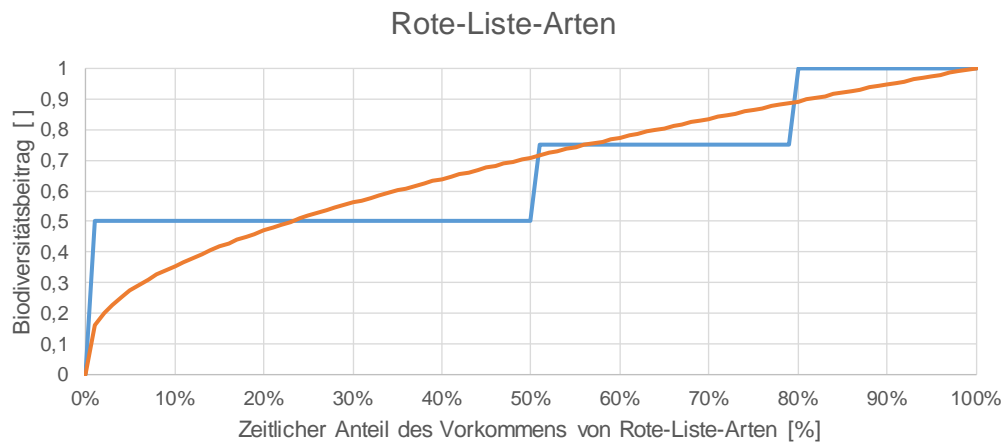


Abbildung 43: A/P.1.2 Vorkommen Rote-Liste-Arten (eigene Darstellung)

Kriterium A.2 / P.2 Strukturvielfalt

A/P.2.1 Strukturgebende Elemente

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 7,000$ | $\sigma = 0,552$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,699$ | $\gamma = -0,080$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,622$ | $\epsilon = 1,088$ |

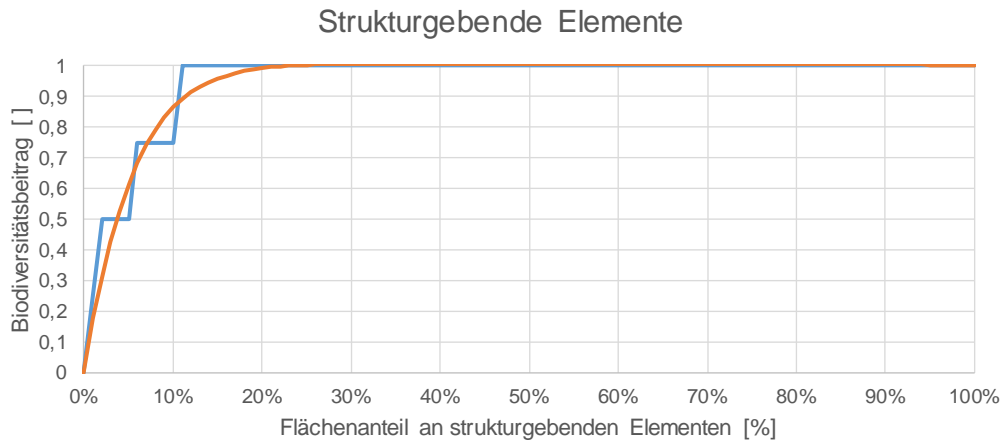


Abbildung 44: A/P.2.1 Strukturgebende Elemente (eigene Darstellung)

A/P.2.2 Feldgröße

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 3,000$ | $\sigma = 0,384$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,330$ | $\epsilon = 1,000$ |

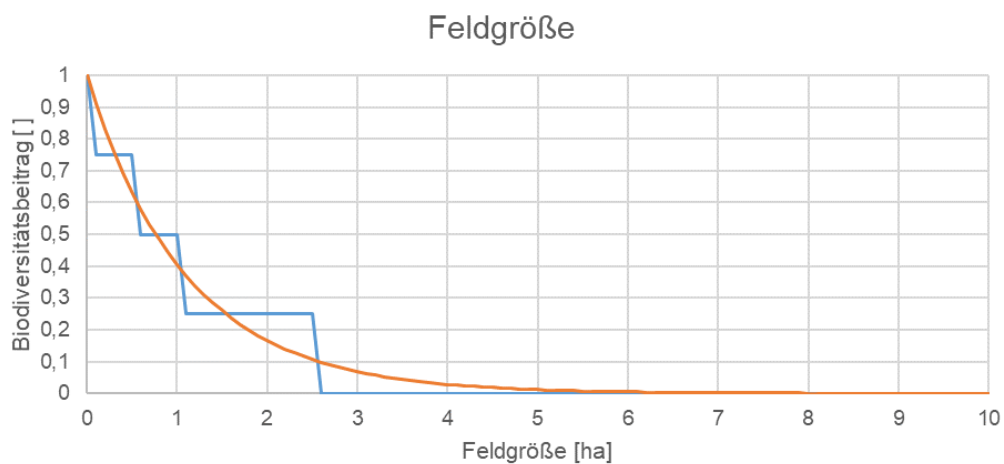


Abbildung 45: A/P.2.2 Feldgröße (eigene Darstellung)

Kriterium A.3 / P.3 Bodenbearbeitung

A/P.3.1 Bodenbewegung

| | | |
|-------------------|------------------|--------------------|
| Einheit: Liter/ha | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,272$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 1,000$ | $\epsilon = 1,000$ |

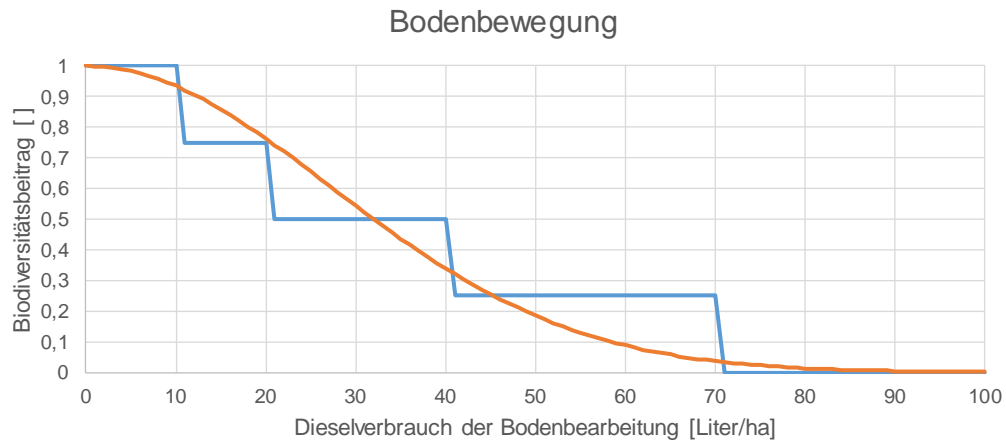


Abbildung 46: A/P.3.1 Bodenbewegung (eigene Darstellung)

A/P.3.2 Bodenbedeckung

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,210$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 1,000$ | $\epsilon = 1,000$ |

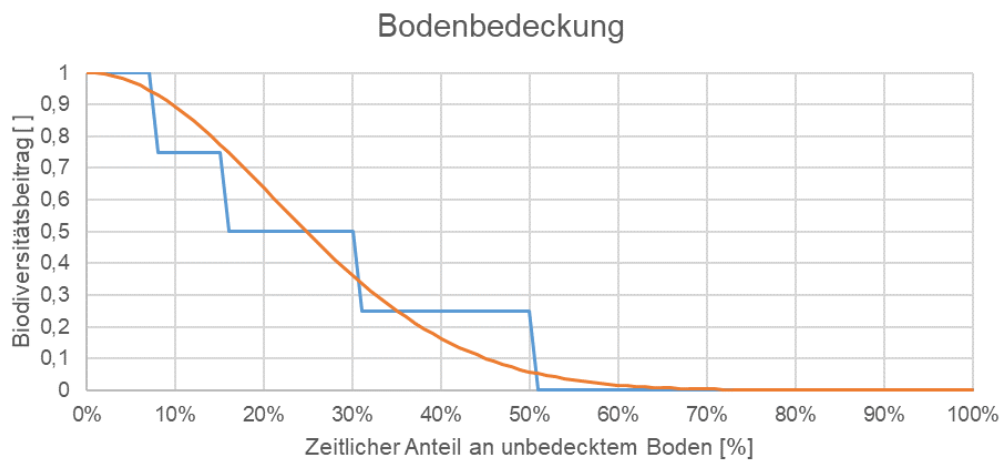


Abbildung 47: A/P.3.2 Bodenbedeckung (eigene Darstellung)

A.3.3 Fruchtfolge

| | | |
|-----------------|------------------|--------------------|
| Einheit: Punkte | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,150$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 1,000$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 13 | $\delta = 0,222$ | $\epsilon = 1,000$ |

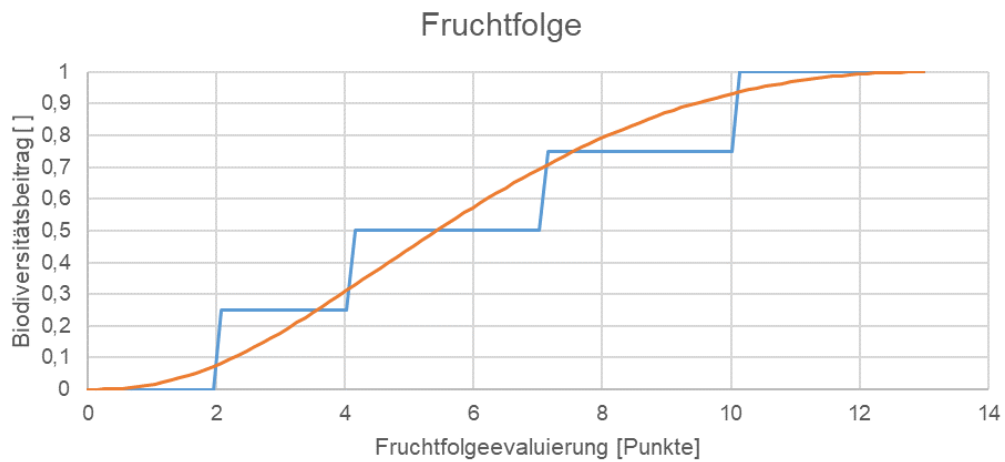


Abbildung 48: A/P.3.3 Fruchtfolge (eigene Darstellung)

P.3.3 Beweidung

| | | |
|-----------------|------------------|--------------------|
| Einheit: GVE/ha | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,300$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 2,000$ | $\gamma = -0,0286$ |
| Maximum: 13 | $\delta = 0,750$ | $\epsilon = 1,029$ |

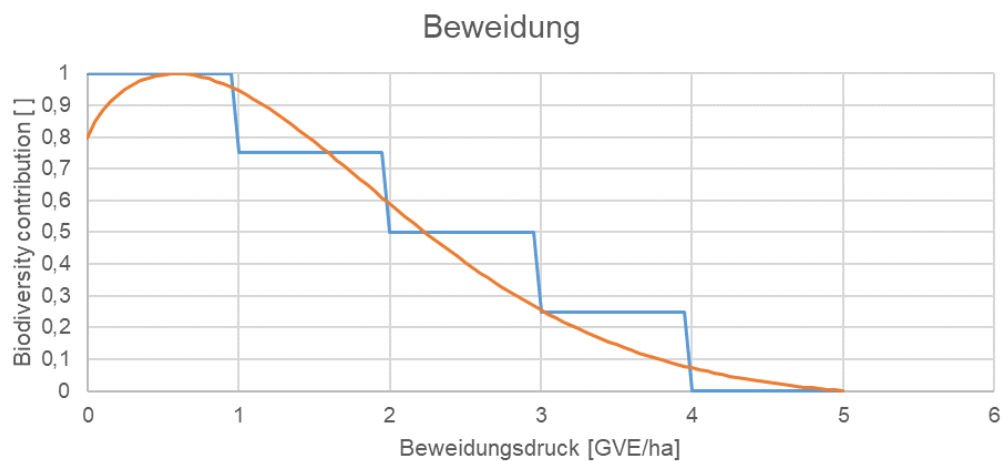


Abbildung 49: A/P.3.3 Beweidung (eigene Darstellung)

Kriterium A/P.4 Düngung

A/P.4.1 Düngung

| | | |
|----------------------|------------------|--------------------|
| Einheit: kg N / ha a | $\alpha = 2,252$ | $\sigma = 0,500$ |
| Minimum: 0 | $\beta = -0,500$ | $\gamma = -0,0044$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 1,000$ | $\epsilon = 1,656$ |

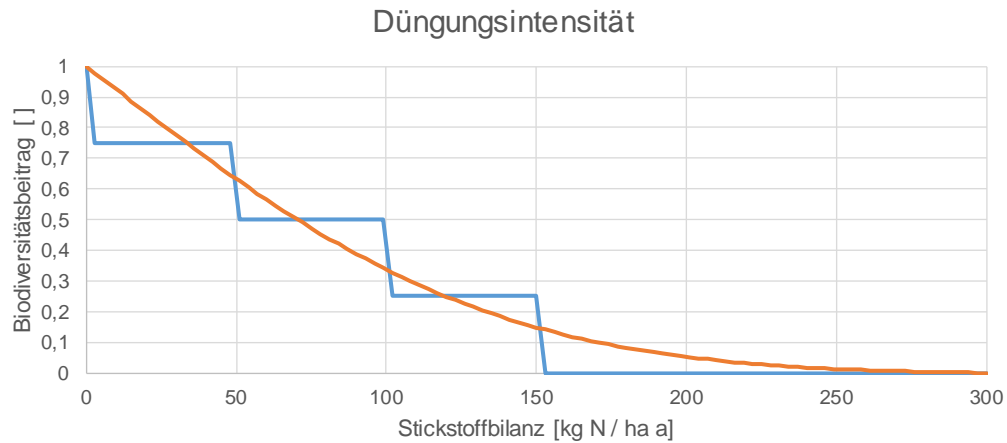


Abbildung 50: A/P.4.1 Düngung (eigene Darstellung)

Kriterium A/P.5 Schädlingsbekämpfung

A/P.5.1 Einsatz von Pflanzenschutzmitteln

| | | |
|-------------------|------------------|--------------------|
| Einheit: Anzahl/a | $\alpha = 1,016$ | $\sigma = 0,095$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,637$ | $\epsilon = 1,000$ |

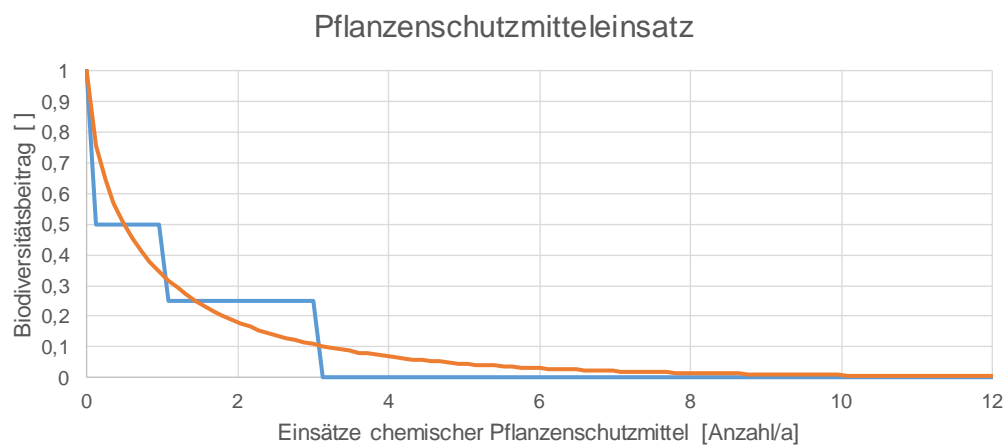


Abbildung 51: A/P.5.1 Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (eigene Darstellung)

4.2.4 Landnutzungsart Bergbau

In diesem Kapitel werden alle Parameter für die Biodiversitätsbewertung von Bergbauflächen beschrieben. Insgesamt sind es 10 Parameter, die zu 5 Kriterien und weiter zum landnutzungsspezifischen Biodiversitätswert $BV_{LU, Bergbau}$ aggregiert werden. Sie werden mit dem Buchstaben M (für Mining) und jeweils einer Ziffer für die Kriterien und die Parameter bezeichnet. Zu jedem Parameter werden mit Bezug auf Formel 2 (Kapitel 4.2.1.1) die Konstanten alpha, sigma, beta, gamma, delta und epsilon berichtet, sowie das Intervall der Eingangswerte. Jede Biodiversitätsbeitragsfunktion $y(x)$ wird auch graphisch dargestellt. Dabei wird hier nur die stetige Funktion für den Biodiversitätsbeitrag gezeigt. Sie wird nicht mit der Stufenfunktion der Hemerobieniveaus überlagert, da es für die Stufenfunktion keine ausreichende Literaturlage gab. Die Funktionen wurden z.T. aus Föst (2019) übernommen und z.T. etwas nachbearbeitet, um die Intervalle der Wertebereiche exakt zu treffen. Tabelle 15 gibt einen Überblick über alle Kriterien und Parameter der Landnutzungsart Bergbau.

Tabelle 15: Kriterien und Parameter für Bergbau

| Kriterien | Code | Parameter | Agg. p | Gew. g |
|--------------------|-------|----------------------|--------------|--------------|
| Nutzungsintensität | M.1.1 | Ungenutzte Fläche | UND p = 2 | 0,2 |
| Nutzungsintensität | M.1.2 | Biotopverbund | UND p = 2 | UND p = 2 |
| Nutzungsintensität | M.1.3 | Störungen | UND p = 2 | UND p = 2 |
| Vegetationszustand | M.2.1 | Baum-/Straucharten | UND p = 2 | 0,1 |
| Vegetationszustand | M.2.2 | Vegetationsdichte | UND p = 2 | 0,1 |
| Vegetationszustand | M.2.3 | Exotische Vegetation | UND p = 2 | 0,1 |
| Wasserhaushalt | M.3.1 | Wasserläufe | UND p = 2 | 0,4 |
| Wasserhaushalt | M.3.2 | Entwässerung | UND p = 2 | 0,4 |
| Versiegelung | M.4.1 | Versiegelung | n/a | 0,1 |
| Verschmutzung | M.5.1 | Verschmutzung | n/a | 0,1 |

Kriterium M.1 Nutzungsintensität

M.1.1 Ungenutzte Fläche

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: k% | $\alpha = 3,000$ | $\sigma = 0,500$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 1,000$ | $\gamma = -0,020$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,700$ | $\epsilon = 1,015$ |

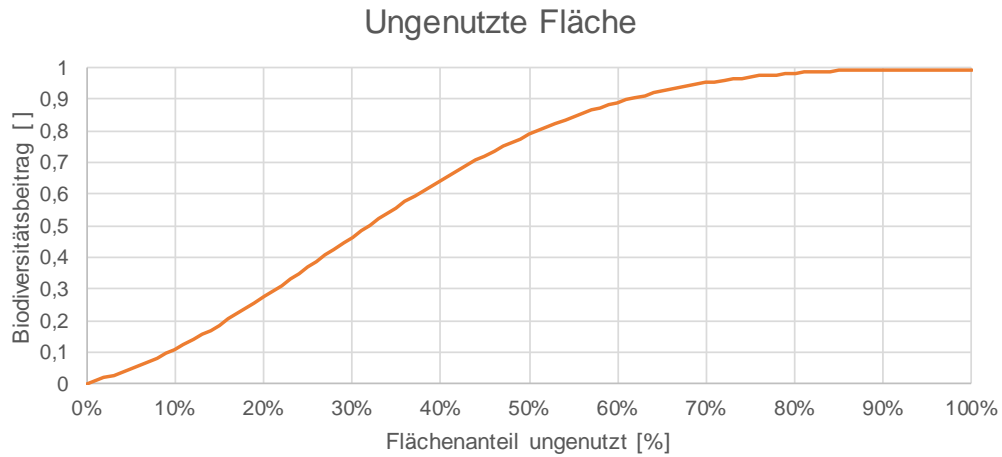


Abbildung 52: M.1.1 Ungenutzte Fläche (eigene Darstellung)

M.1.2 Biotopverbund

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: km | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,350$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 1,000$ | $\epsilon = 1,000$ |

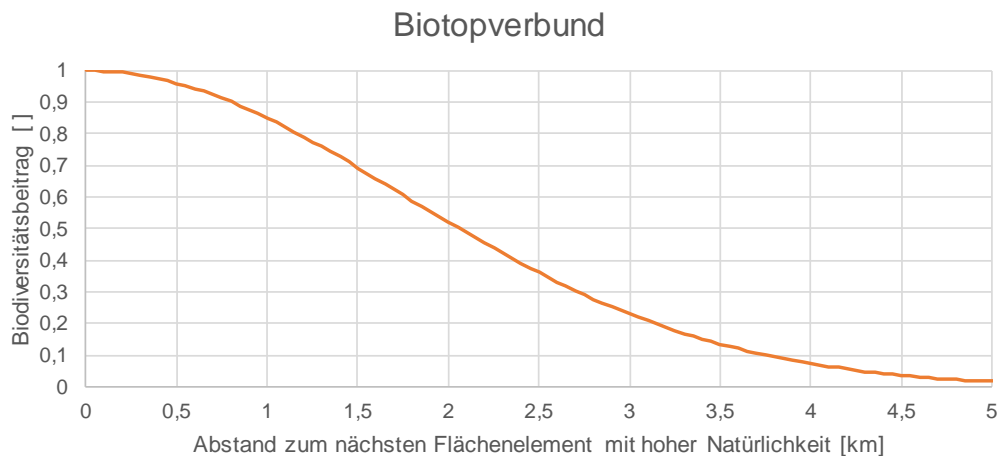


Abbildung 53: M.1.2 Biotopverbund (eigene Darstellung)

M.1.3 Störungen

| | | |
|------------------------------|--------------------|--------------------|
| Einheit: kg/m ² a | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,350$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,5,000$ | $\epsilon = 1,000$ |

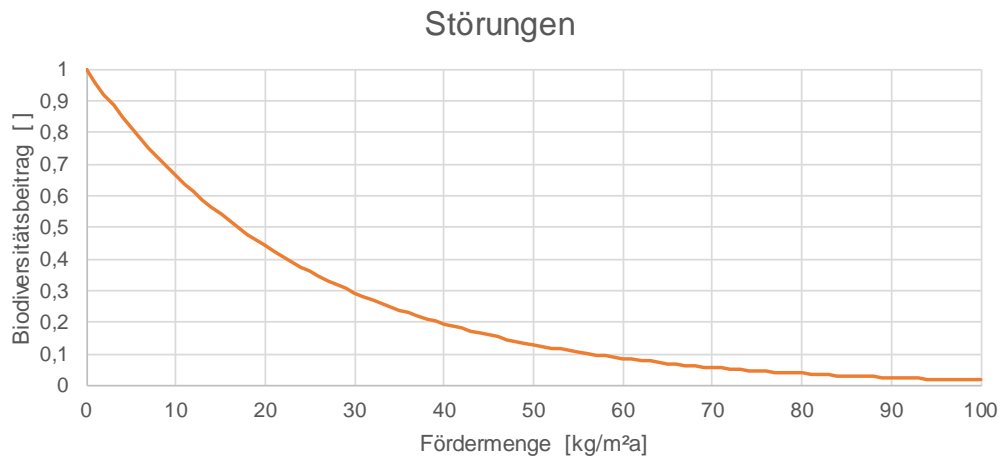


Abbildung 54: M.1.3 Störungen (eigene Darstellung)

Kriterium M.2 Vegetation

M.2.1 Baum-/Straucharten

| | | |
|----------------------------|------------------|--------------------|
| Einheit: #/km ² | $\alpha = 3,000$ | $\sigma = 1,400$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 1,000$ | $\gamma = -5,000$ |
| Maximum: 15 | $\delta = 1,000$ | $\epsilon = 6,000$ |

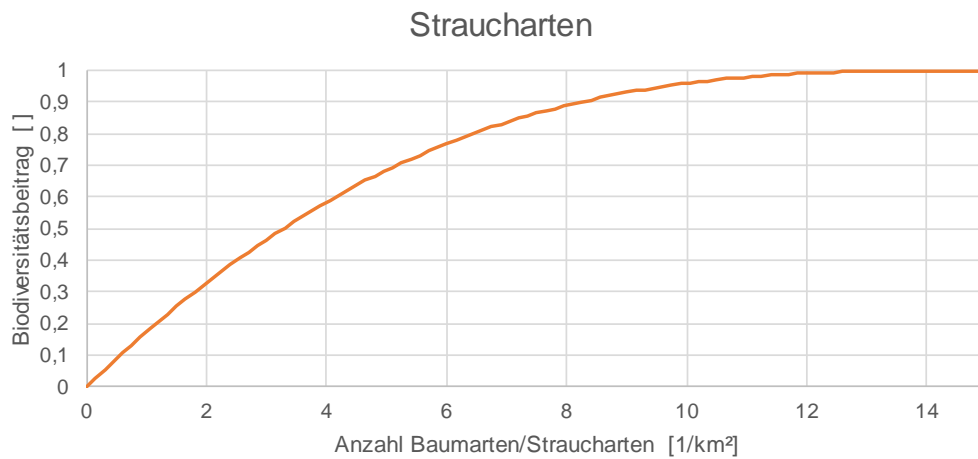


Abbildung 55: M.2.1 Baum-/Straucharten (eigene Darstellung)

M.2.2 Vegetationsdichte

| | | |
|-------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 5,000$ | $\sigma = 0,750$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 1,200$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 20 | $\delta = 1,100$ | $\epsilon = 1,000$ |

Vegetationsdichte

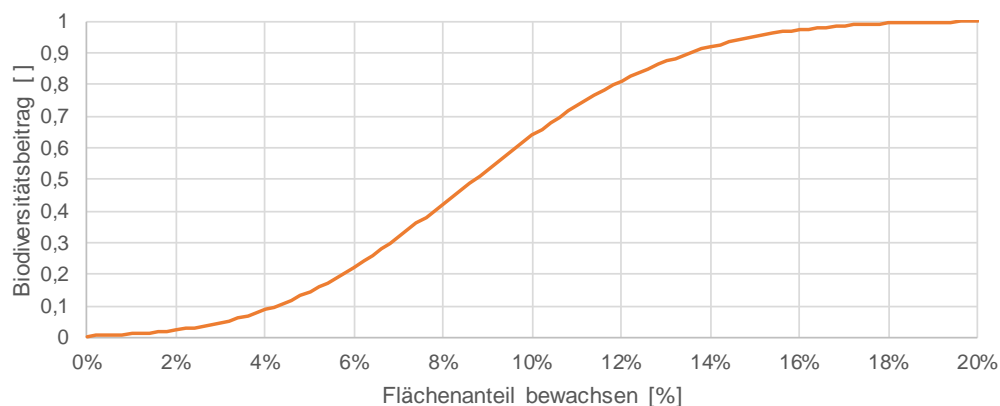


Abbildung 56: M.2.2 Vegetationsdichte (eigene Darstellung)

M.2.3 Exotische Vegetation

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 4,000$ | $\sigma = 0,500$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 1,000$ | $\epsilon = 1,000$ |

Exotische Vegetation

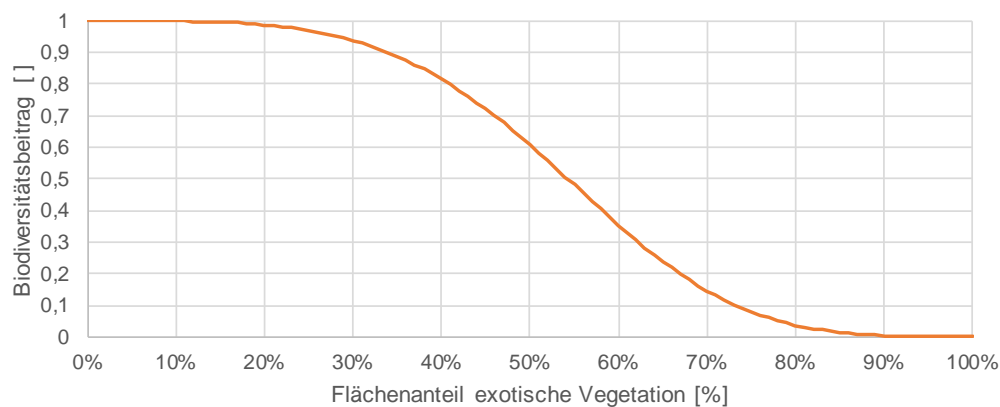


Abbildung 57: M.2.3 Exotische Vegetation (eigene Darstellung)

Kriterium M.3 Wasserhaushalt

M.3.1 Wasserläufe

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 3,000$ | $\sigma = 4,000$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,900$ | $\gamma = -1,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 1,000$ | $\epsilon = 2,000$ |

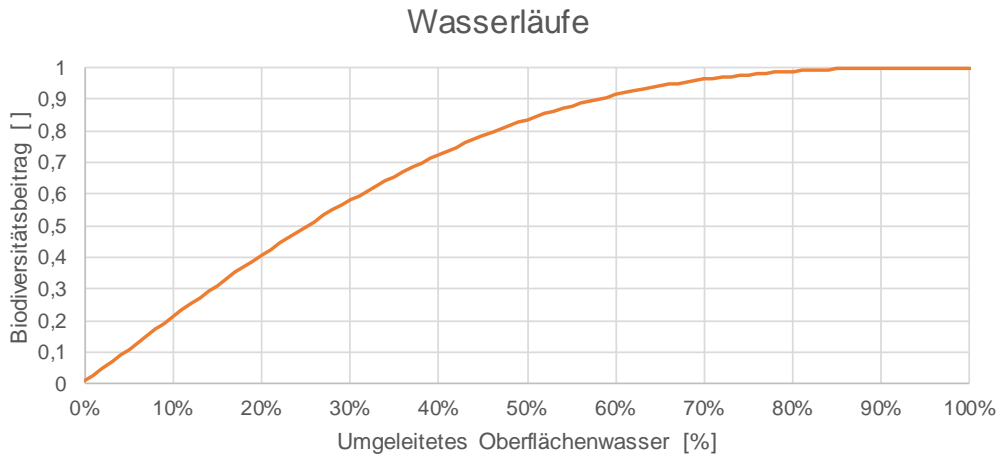


Abbildung 58: M.3.1 Wasserläufe (eigene Darstellung)

M.3.2 Entwässerung

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 4,000$ | $\sigma = 0,400$ |
| Minimum: 0 | $\beta = -0,050$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 1,400$ | $\epsilon = 1,000$ |

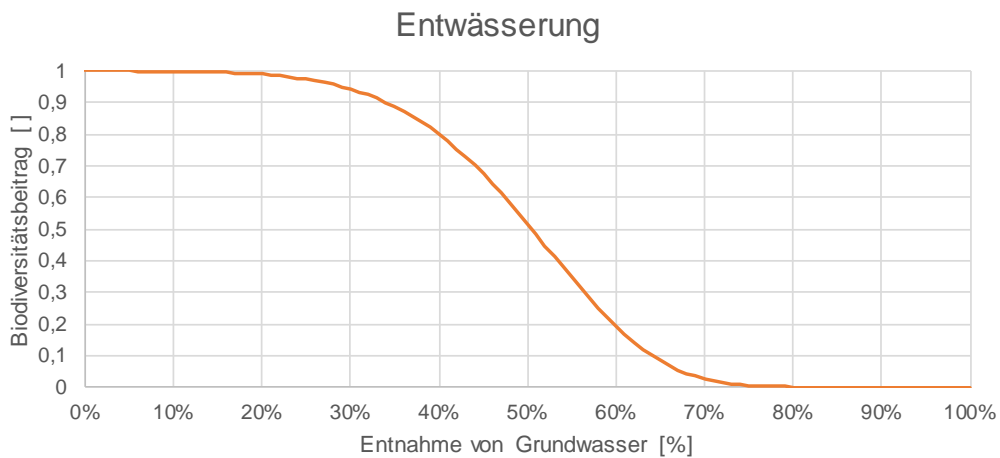


Abbildung 59: M.3.2 Entwässerung (eigene Darstellung)

Kriterium M.4 Versiegelung

M.4.1 Versiegelung

| | | |
|--------------|------------------|--------------------|
| Einheit: % | $\alpha = 1,750$ | $\sigma = 0,250$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = -0,003$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 1,250$ | $\epsilon = 1,000$ |

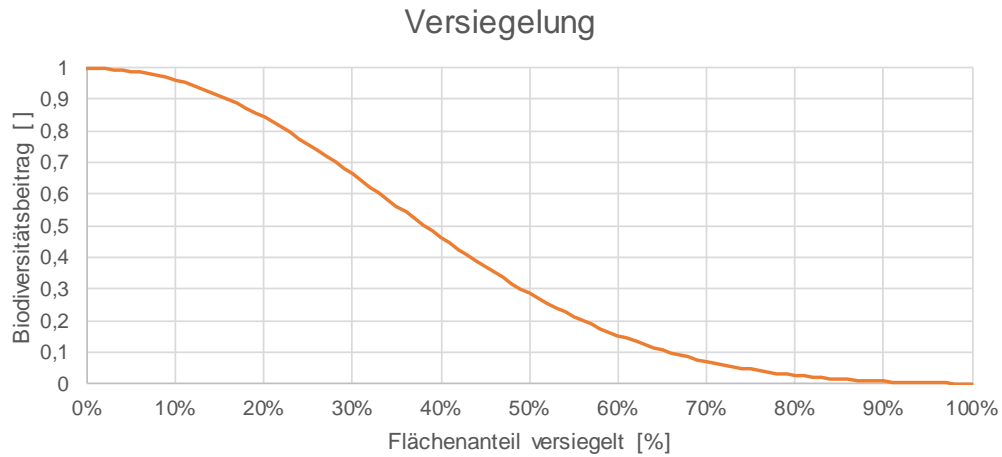


Abbildung 60: M.4.1 Versiegelung (eigene Darstellung)

Kriterium M.5 Verschmutzung

M.5.1 Verschmutzung

| | | |
|----------------------|------------------|--------------------|
| Einheit: CTUe/(ha·a) | $\alpha = 2,000$ | $\sigma = 0,325$ |
| Minimum: 0 | $\beta = 0,000$ | $\gamma = 0,000$ |
| Maximum: 100 | $\delta = 0,400$ | $\epsilon = 1,000$ |

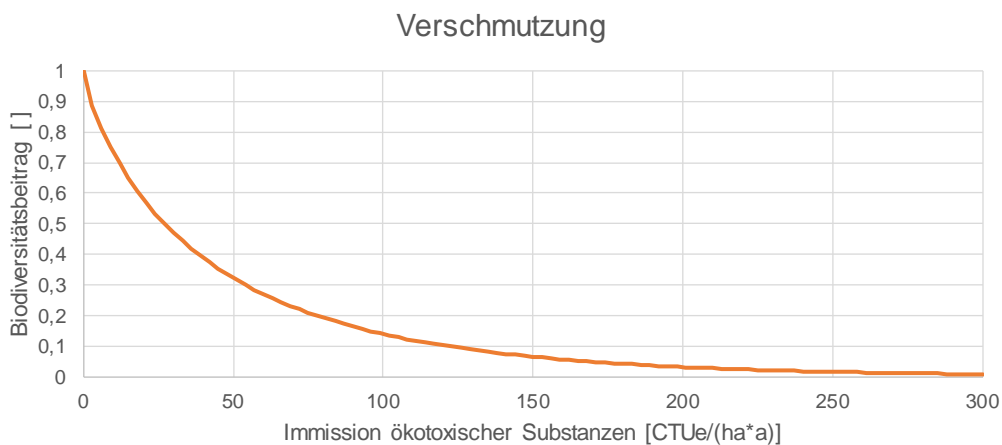


Abbildung 61: M.5.1 Verschmutzung (eigene Darstellung)

4.3 Gültigkeit der Biodiversitäts-Potentialfunktionen für konkrete Landnutzungsarten und Biome

Die in Kapitel 4.2 beschriebene Methode zur Berechnung des Biodiversitätswerts von Flächenelementen erlaubt die biogeographische Differenzierung nach Biomen. Das bedeutet, dass die Berechnungsvorschrift für Flächen innerhalb eines Bioms zutrifft. Für die Anwendung auf Flächen außerhalb dieses Bioms müssen die Elemente der Biodiversitätsbewertung überprüft werden: die Biodiversitätsbeiträge einzelner Parameter $y(x)$, von Kriterien $z(y)$, sowie die Gewichtungsfaktoren für Kriterien $g(z)$ (siehe auch Kapitel 4.2.1).

Biome sind große, nicht notwendigerweise zusammenhängende, räumliche Einheiten mit ähnlichen vorherrschenden Ökosystemen. Hier wird die Definition der 14 terrestrischen Biome nach Olson et al. (2001) verwendet. Abbildung 62 zeigt die Verteilung der Biome über die terrestrische Erdoberfläche. In der Abbildung sind ferner biogeographische Reiche eingezeichnet, deren Kurzbezeichnungen als zwei Buchstaben im Code zur Bezeichnung von Ecoregions verwendet werden (Quelle Abbildung 62: Basisdaten: WWF [Link](#) (Kartenmaterial dort zum Download erhältlich), Olson et al. (2001); Karte: Wikimedia Commons / Terpsichores [Link](#); Legende, biogeographische Reiche: eigene Darstellung).

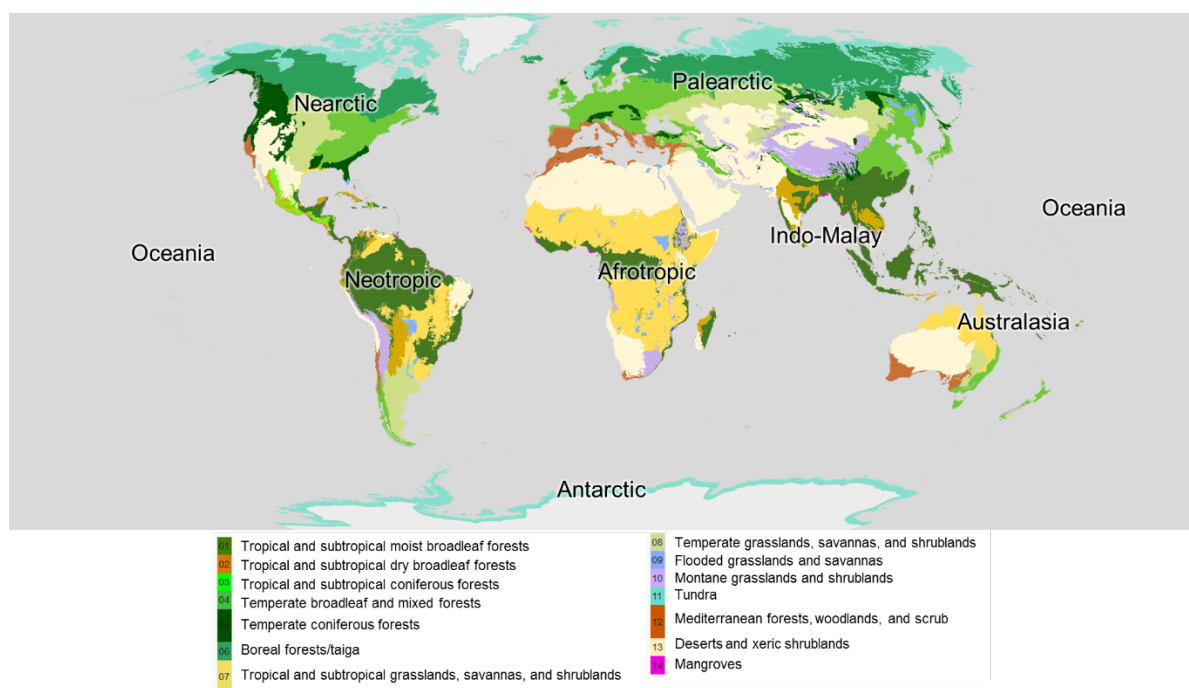


Abbildung 62: Biome und biogeographische Reiche nach Olson et al. (2001)

Aus den Erfahrungen vorangegangener Projekte und den Expertenrunden im Rahmen von LC.biodiv.IA lässt sich die Annahme ableiten, dass die Wirkungen von landnutzenden Prozessen auf die Biodiversität sich zwischen den Weltregionen nicht fundamental unterscheiden, sondern eher in ihrer quantitativen Ausprägung. Einige Beitragsfunktionen $y(x)$ mögen steiler oder flacher verlaufen, einige Gewichte $g(z)$ mögen höher oder niedriger ausfallen, aber die Schadmechanismen bleiben weitgehend dieselben. Insofern sind die Berechnungsvorschriften in Kapitel 4.2 als Default-Vorgabe zu verstehen.

Tabelle 16 gibt einen Überblick über die Biome, für die aktuell (Stand März 2020) konkrete Berechnungsvorschriften vorliegen. Wie erwähnt darf vereinfachend angenommen werden, dass die Berechnungsvorschriften auf andere Biome extrapolierbar sind.

Die Berechnungsvorschrift für die Landnutzungsart Forst (Kapitel 4.2.2) und Grünland (Kapitel 4.2.3) gelten für das Biom „Temperate Broadleaf and Mixed Forests“. Für die Landnutzungsart Acker (Kapitel 4.2.3) gilt die Berechnungsvorschrift zudem für das Biom „Deserts and Xeric Shrublands“.

Für die Landnutzungsart Bergbau (Kapitel 4.2.4) wurden von Föst (2019) unterschiedliche Gewichtungsfaktoren $g(z)$ für die Kriterien erarbeitet, die insgesamt vier Biome abdecken. Diejenigen in Tabelle 15 sind gültig für das Biom „Montane Grasslands and Shrublands“. In Tabelle 17 sind alle Gewichtungsfaktoren für vier Biome aufgeführt. Abgesehen von den Gewichtungsfaktoren für Kriterien bleibt die Berechnungsvorschrift über die vier Biome aber gleich.

Tabelle 16: Übersicht über die bisher erarbeiteten Berechnungsvorschriften für Biodiversitätswerte von Flächenelementen nach Landnutzungsarten und Biomen

| Biom | Forst | Grünland | Acker | Mining |
|--|-------|----------|-------|--------|
| Deserts and xeric shrublands | | | X | |
| Tropical and subtropical moist broadleaf forests | | | | |
| Tropical and subtropical dry broadleaf forests | | | | |
| Tropical and subtropical coniferous forests | | | | |
| Temperate broadleaf and mixed forests | X | X | X | |
| Temperate Coniferous Forest | | | | |
| Boreal forests / Taiga | | | | |
| Tropical and subtropical grasslands, savannas and shrublands | | | | X |
| Temperate grasslands, savannas and shrublands | | | | |
| Flooded grasslands and savannas | | | | |
| Montane grasslands and shrublands | | | | X |
| Tundra | | | | X |
| Mediterranean Forests, woodlands and scrubs | | | | X |
| Mangroves | | | | |

Tabelle 17: Gewichtungsfaktoren $g(z)$ für Kriterien der Landnutzungsart Bergbau (nach Föst 2019)

| Kriterium z | Montane Grasslands and Shrublands | Mediterranean Forests, Woodlands and Scrub | Tropical and Subtropical Grasslands, Savannas and Shrublands | Tundra |
|--------------------|-----------------------------------|--|--|--------|
| Nutzungsintensität | 0,2 | 0,25 | 0,25 | 0,25 |
| Vegetationszustand | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| Wasserhaushalt | 0,4 | 0,2 | 0,2 | 0,1 |
| Versiegelung | 0,2 | 0,2 | 0,15 | 0,15 |
| Verschmutzung | 0,1 | 0,25 | 0,3 | 0,4 |

4.4 Gewichtung der Ecoregions

Der aus Parametern und Kriterien berechnete Biodiversitätswert unterscheidet Biome, d.h.,

die Funktionen des Biodiversitätsbeitrags und der Kriterien können je nach Biom variieren. Diese Differenzierung wird durch die Anwendung eines globalen Gewichtungsfaktors (Ecoregion Factor, EF) weiter verfeinert. Sie ermöglicht eine feinere biogeographische Differenzierung als Biome und ist gleichzeitig nicht zu arbeitsintensiv für die Praxis, da keine neuen Wirkungsfunktionen auf der feineren geographischen Ebene benötigt werden (Lindner et al. 2019b). Im Wesentlichen ist eine Ecoregion mit einem hohen EF im globalen Vergleich wertvoller als eine mit niedrigerem EF. Dadurch werden Schäden, die durch Landnutzung in einer Ökoregion mit hohem EF verursacht werden, höher gewichtet.

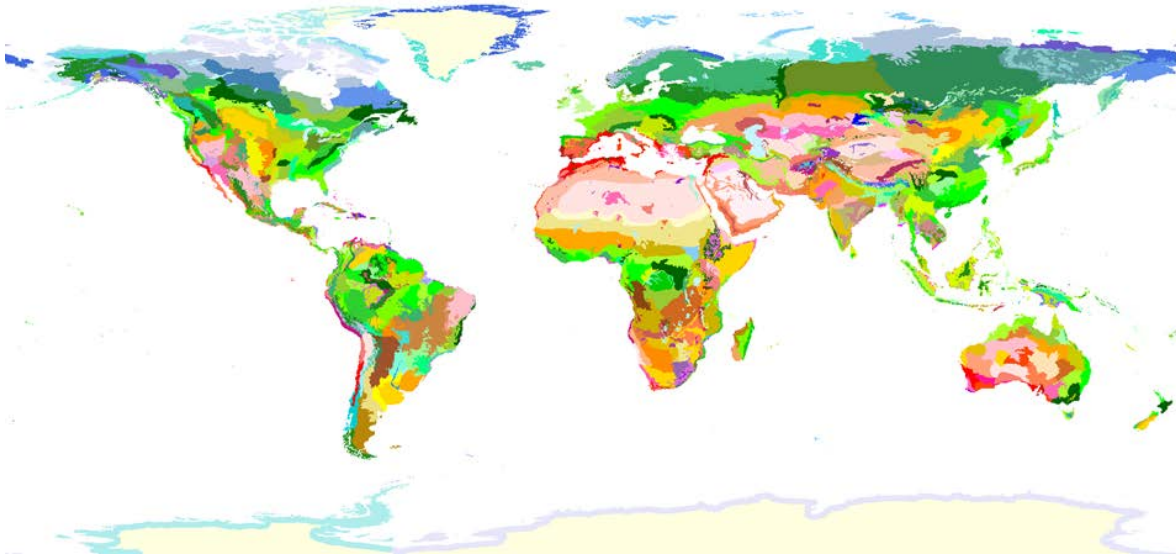


Abbildung 63: Darstellung der Ökoregionen weltweit (ArcGisMap, nach Olson et al. 2001)

Der Gewichtungsfaktor für die globale Differenzierung unterscheidet die von Olson et al. (2001) definierten 827 Ecoregions und wird als Ecoregion Factor (EF) bezeichnet. Dabei sollen die drei Dimensionen der biologischen Vielfalt durch die Integration verschiedener Indikatoren, welche die genetische Vielfalt, die Artenvielfalt und die ökologische Vielfalt widerspiegeln, eingebettet werden. Der Ansatz ist inspiriert vom Standortfaktor von Brethauer (2013).

Der Index EF setzt sich aus vier Indikatoren zusammen, die sich auf Eigenschaften von Ecoregions beziehen: Flächenanteil von Grünland und Wald (engl. Share of Grassland and Forest, SGF), Flächenanteil von Feuchtgebieten (engl. Share of Wetlands, SW), Globale Aussterbewahrscheinlichkeit (engl. Global Extinction Probability, GEP) und Anteil von straßenlosen Gebieten (Share of Roadless Area, SRA).

Der Indikator Flächenanteil von Grünland und Waldlandschaften (SGF) beschreibt den prozentualen Anteil von Grünland und Waldlandschaften in einer Ecoregion. Er ist exemplarisch in Abbildung 64 dargestellt. Dieser Indikator wurde von Winter et al. (2017a) berechnet und dient der Darstellung der wichtigsten Lebensräume innerhalb des Indexes. Aus diesem Grund wurde ebenfalls der Indikator Flächenanteil von Feuchtgebieten (SW) in den Index aufgenommen.

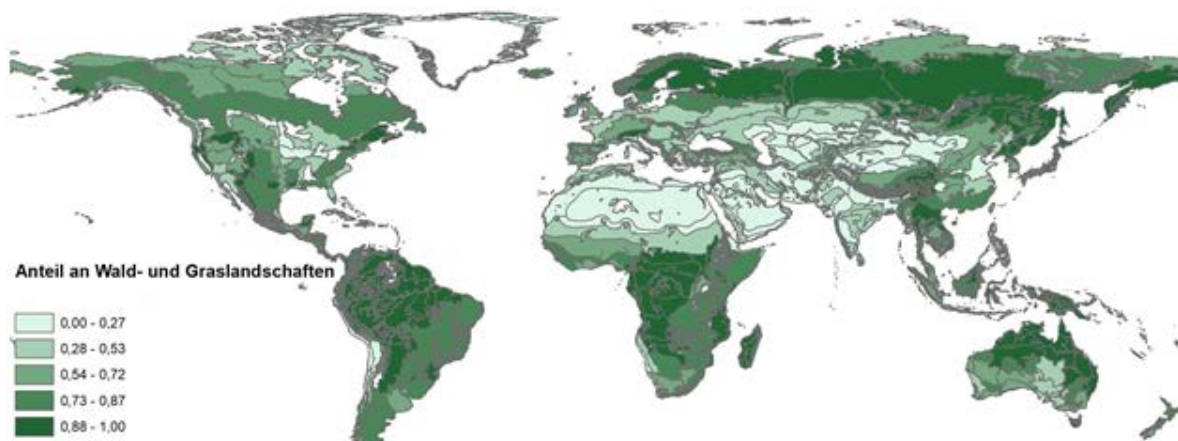


Abbildung 64: Anteil an Wald und Graslandschaften in den Ecoregions (nach Winter et al. 2017a)

Der Indikator SW errechnet sich über den prozentualen Anteil der Feuchtgebietsfläche in einer Ecoregion auf Grundlage von Daten des Ramsar Convention Secretariats (www.ramsar.org). Der SW ist in Abbildung 65 visualisiert.

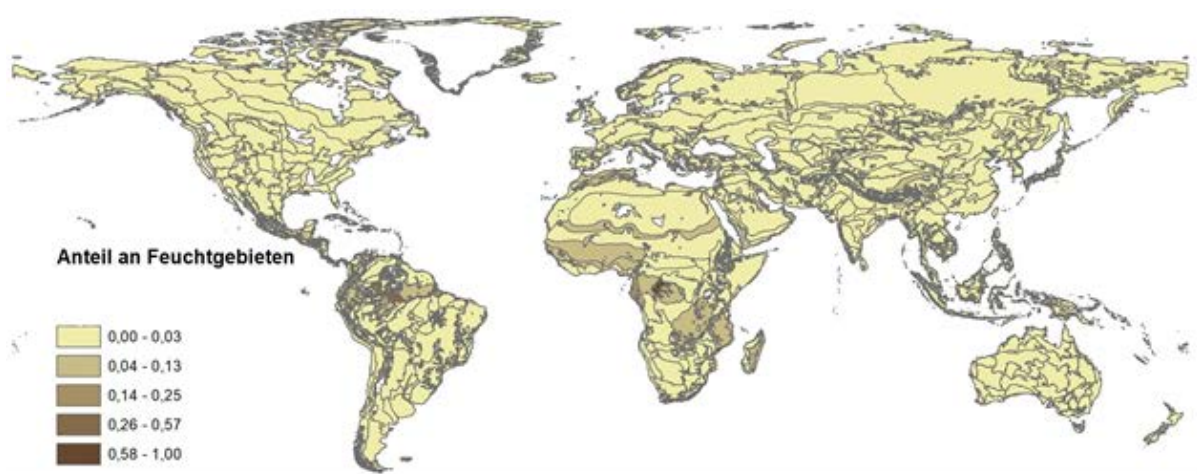


Abbildung 65: Anteil an Feuchtgebieten in den Ecoregions (Datengrundlage Ramsar Convention)

Der Indikator Globale Aussterbewahrscheinlichkeit (global extinction probability GEP) stammt aus Kuipers et al. (2019). Er beschreibt die Wahrscheinlichkeit des Aussterbens bestimmter Arten auf globaler Ebene. Diese Wahrscheinlichkeit wurde auf Basis der Habitatflächen von Arten, der Gefährdung der Arten (IUCN Red List Status) und der regionalen Artenvielfalt bestimmt. Der GEP ist für Amphibien, Vögel, Reptilien und Wirbeltiere veröffentlicht. Im aktuellen Projekt wurde die Summe der jeweiligen GEPs bestimmt und als Gesamtindikator verrechnet (siehe Abbildung 66).

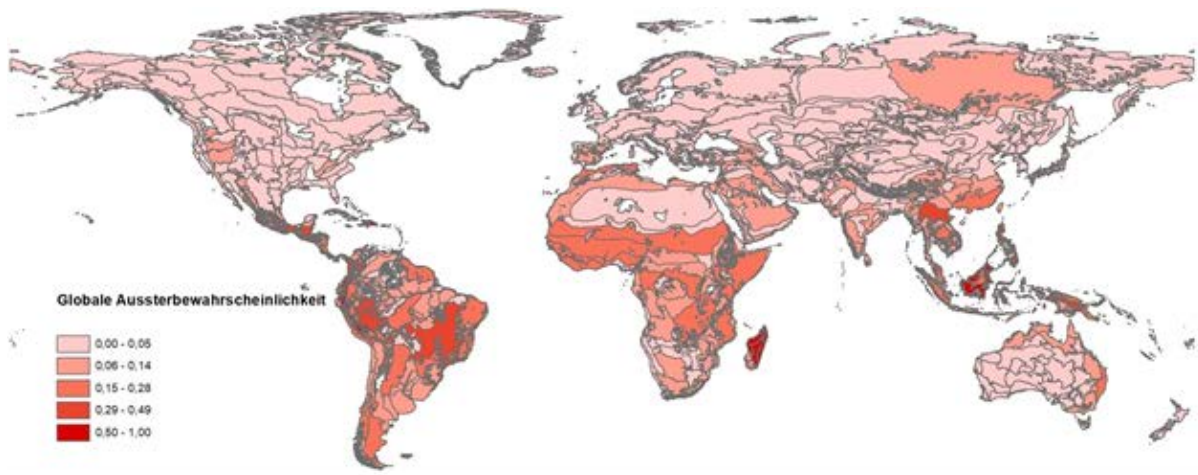


Abbildung 66: Globale Aussterbewahrscheinlichkeit in den Ecoregions (nach Kuipers et al. 2019)

Der vierte Indikator, der Anteil straßenloser Flächen in einer Ökoregion (SRA) (siehe Abbildung 67) entstammt der Veröffentlichung von Ibisch et al. 2016

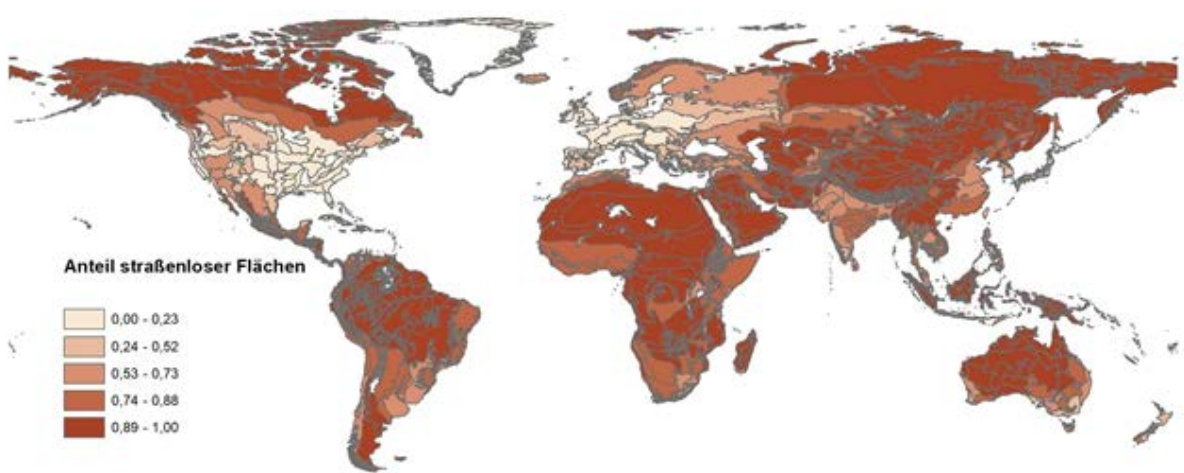


Abbildung 67: Anteil straßenloser Flächen in den Ecoregions (nach Ibisch et al. 2016)

Alle Indikatoren sind auf das Intervall $[0, 1]$ normiert, d.h. der niedrigste Wert für jeden Indikator über alle Ökoregionen hinweg ist 0 und der höchste Wert ist 1. Der EF_i einer Ecoregion i wird zunächst nach Formel 9 mit den vorgestellten Indikatoren als aggregierter Faktor $EF_{agg,i}$ berechnet und dann nach Formel 9 auf den kleinsten Wert aller Ecoregions normiert.

Formel 9

$$EF_{agg,i} = 1 - \sqrt[2]{\frac{1}{4}((1 - SGF_i)^2 + (1 - SW_i)^2 + (1 - GEP_i)^2 + (1 - SRA_i)^2)}$$

für $SGF, SW, GEP, SRA \in [0,1]$

Nach Formel 10 wird der $EF_{agg,i}$ durch den kleinsten vorkommenden Wert aller EF_{agg} geteilt. (Konkret ist dies der EF_{agg} der Ecoregion PA0432 Po Basin Mixed Forests mit einem Betrag von 0,035.)

Formel 10

$$EF_i = \frac{EF_{agg,i}}{EF_{agg,min}}$$

Durch die Normierung nimmt der EF der Ecoregion mit dem niedrigsten Faktor den Wert 1 an und alle anderen EF werden Vielfache des niedrigsten Werts. Der EF für alle Ökoregionen ist im Anhang in Tabelle 34 aufgeführt sowie in Abbildung 68 dargestellt.

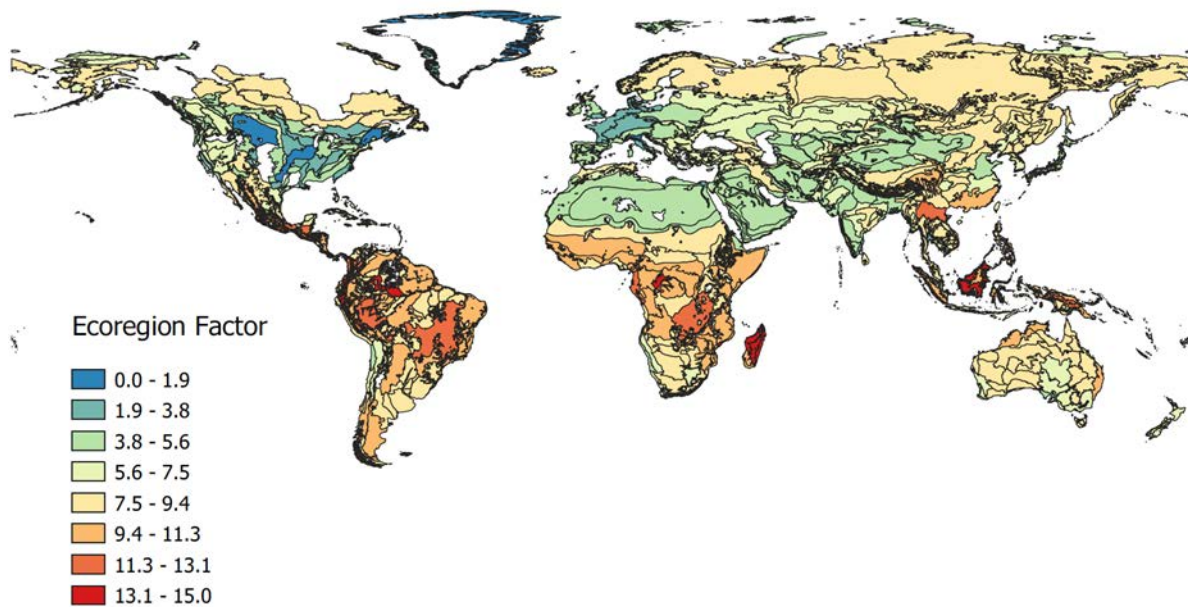


Abbildung 68: Ecoregion Factor (EF) der einzelnen Ecoregions (Darstellung in ArcGis). Je höher der EF, desto höher wird die Ecoregion gewichtet.

Auf Grund der Datenlage konnten nicht für alle Ecoregions die Gewichtungsfaktoren berechnet werden. Dennoch gibt es Faktoren für 745 Ecoregions. Die Faktoren verlaufen in einem Intervall von 1 (PA0432 Po Basin Mixed Forests) bis 15 (AT0118 Madagascar Subhumid Forests). Die Verteilung der Faktoren ist in Abbildung 69 dargestellt. 90% der Werte liegen zwischen 3,8 und 10,7. Es ist also zu erwarten, dass der EF in den meisten Fällen maximal einen Unterschied von etwa Faktor 2,8 ausmachen wird, in extremen Fällen jedoch bis zu Faktor 15.

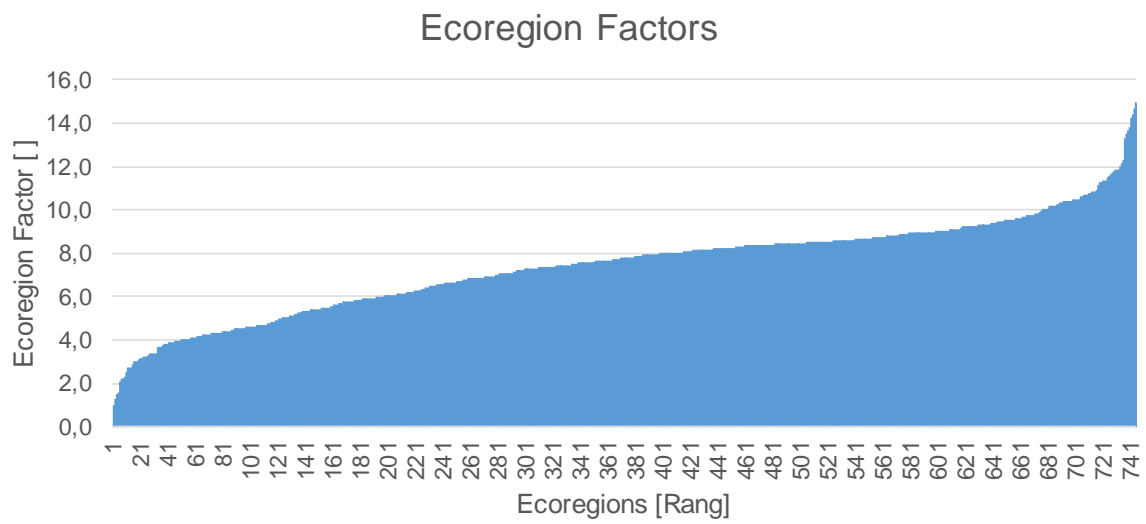


Abbildung 69: Verteilung der Ecoregion Factors für 745 Ecoregions (eigene Darstellung)

5 Zusammenfassung/Zwischenfazit

Die in Kapitel 4 vorgestellte Methodik erlaubt es, landnutzenden Produktionsprozessen einen spezifischen Biodiversitätswert zuzuordnen, der sich als realisiertes Potential am Ort des Prozesses interpretieren lässt. Der Biodiversitätswert wird in mehreren Schritten berechnet, die in Summe eine recht komplexe Rechnung darstellen. Die Rechnung lässt sich aber beliebig oft mit unterschiedlichen Eingangswerten wiederholen, wenn sie einmal auf Softwareebene angelegt wurde – beispielsweise in einer elektronischen Tabelle.

Die Eingangswerte, die für eine Berechnung des Biodiversitätswerts benötigt werden, stellen einen gewissen Mehraufwand gegenüber dem Stand der Technik der Ökobilanz dar. Bisher ist es unüblich, die in Kapitel 4 genannten Parameter als Prozessparameter in Ökobilanzmodelle einzupflegen. Sie zu erheben ist aber mit moderatem Aufwand möglich. Entweder liegen Daten über das konkrete Landmanagement vor und es gibt Ansprechpartner, dann können sie direkt aufgenommen werden. Oder sie liegen nicht vor, dann können sie aus der Literatur entnommen oder mit etwas Fachexpertise plausibel geschätzt werden. Im Zweifelsfall ist es immer möglich, als Worst Case einfach den niedrigsten Biodiversitätswert der jeweiligen Landnutzungsart zu verwenden – siehe Abbildung 11 und Tabelle 12 (Seite 58).

Zum berechneten Biodiversitätswert eines Flächenelements ergibt sich automatisch ein Fehlbetrag – das nicht realisierte Potential – welcher als momentaner, flächenbezogener Schaden interpretiert werden kann. Im Sinne des Land Use Framework der übergeordneten Ökobilanz-Methodik ist der momentane, flächenbezogene Schaden ein Charakterisierungsfaktor. Für die Bestimmung des Schadens, der durch einen landnutzenden Prozess an der Biodiversität angerichtet wird, wird der Charakterisierungsfaktor mit den Inventargrößen Fläche und Zeit (zusammengefasst als Flächenzeit in m^2a) multipliziert. Damit ist die Anschlussfähigkeit an die Ökobilanz hergestellt.

6 Demonstration der Methodik

Die dargestellte Methodik wurde im Rahmen des Projekts an zwei unterschiedlichen Produktsystemen angewendet:

1. Abbau von Lithium und Kobalt
2. Anbau von Baumwolle

Die Auswahl der Fallstudien erfolgte unter den Gesichtspunkten der industriellen Relevanz der erzeugten Produkte, der geographischen Lage bzw. der Zuordnung zu Ecoregions, sowie der Landnutzungsart. Die Fallstudien wurden so gewählt, dass sie sich in den genannten Kriterien in ausreichender Weise unterscheiden, um die Anwendbarkeit der Methode für unterschiedliche Bedingungen demonstrieren zu können (siehe Tabelle 18).

Tabelle 18: Übersicht Fallstudien

| | Baumwolle | Lithium / Kobalt |
|-----------------|---|--|
| Relevanz | Bedeutender Rohstoff für Textilindustrie, Nebenprodukte relevant für Kosmetikindustrie und Futtermittel ²² . Meist intensiver Anbau, Anbauprodukt mit höchster Pestizidnutzung ²³ . | Wichtigste Anwendung (56%) in stark wachsendem Markt für Batterien für Smartphones, Laptops und Elektrofahrzeuge ²⁴ . |
| Geographie | Pakistan | Chile, Australien, DR Kongo, Russland |
| Ökoregionen | IM1304 Thar Desert, IM1303 Northwestern Thorn Scrub Forests | NT1001 Central Andean Dry Puna, AA1210 Southwest Australia Woodlands, AT0704 Central Zambesian Miombo Woodlands, PA1111 Taimyr-Central Siberian Tundra |
| Landnutzungsart | Landwirtschaft | Bergbau über/unter Tage, Salinen |

Die Vorstellung der Fallstudien beinhaltet die Beschreibung des Produktsystems (Ab- bzw. Anbauggebiete, technische Verfahren und Management), die Dokumentation der der Studie zu Grunde liegenden Daten sowie die Ergebnisdarstellung.

6.1 Fallstudie Förderung von Batterierohstoffen

Diese Fallstudie beschreibt die Bewertung potentieller Biodiversitätswirkungen des Lithiumabbaus in Chile und Australien sowie des Kobaltabbaus in Russland und der DR Kongo. Die folgende Darstellung ist eine Zusammenfassung der im Rahmen dieses Projektes angefertigten Fallstudie in Föst (2019).

²² <https://de.statista.com/themen/2542/baumwolle/>. Zugriff 27.11.2019

²³ <http://www.umweltinstitut.org/fragen-und-antworten/bekleidung/anbau-von-baumwolle.html>. Zugriff 27.11.2019

²⁴ <https://www.usgs.gov/centers/nmic/lithium-statistics-and-information> (Commodity Summary 2019). Zugriff 27.11.2019

6.1.1 Produktsystem

Lithium, Chile

Tabelle 19: Regionale Zuordnung Lithiumgewinnung Chile

| Geographische Region | Ökoregion | Biom | Code | Ecoregion Factor |
|----------------------|-------------------------|-----------------------------------|--------|------------------|
| Salar de Atacama | Central Andean Dry Puna | Montane Grasslands and Shrublands | NT1001 | 6,2 |

Technisch erfolgt die Gewinnung in Chile vor allem über lithiumhaltige Grundwasservorkommen mittels Evaporation. Das Grundwasser wird dabei in Verdunstungsbecken gepumpt. Während der Verdunstung werden andere im Wasser enthaltene Ionen abgetrennt. Ist die optimale Konzentration erreicht, wird die konzentrierte Lauge einer Aufbereitungsanlage zugeführt. Der Verdunstungsprozess kann dabei 12 bis 24 Monate dauern. (Föst 2019)

Für Chile wird exemplarisch die Mine der Sociedad Química y Minera (SQM) gewählt, da SQM mit 64 km² Förderfläche der größte Produzent der Region ist (Embassy of India Chile, 2019; nach Föst 2019). Es werden zwei Szenarien abgebildet: Szenario A stellt die herkömmliche Lithiumgewinnung durch Evaporation dar, Szenario B nimmt die Gewinnung durch Umkehrosmose aus Grundwasser an, wobei das Wasser nach Abtrennung des Lithiumgehalts wieder in den Boden gepumpt wird. Technisch ist das möglich, derzeit aber aus wirtschaftlichen Gründen irrelevant. Tabelle 20 zeigt die Annahmen für beide Szenarien.

Tabelle 20: Annahmen für Szenarien A und B für Lithium Chile (nach Föst 2019)

| Szenario A | | Szenario B | |
|--------------------------------|-------------------------|--------------------------------|-------------------------|
| Gesamtfläche | 64 km ² | Gesamtfläche | 64 km ² |
| Förderung Grundwasser | 3.750 m ³ /h | Förderung Grundwasser | 3.750 m ³ /h |
| Flächenverbrauch Pumpenanlagen | inkl. | Flächenverbrauch Pumpenanlagen | 7,7 m ² |
| Flächenverbrauch Salinen | inkl. | Flächenverbrauch RO-Anlage | 1 km ² |

Lithium, Australien

Tabelle 21: Regionale Zuordnung Lithiumgewinnung Australien

| Geographische Region | Ökoregion | Biom | Code | Ecoregion Factor |
|----------------------|-------------------------------|--|--------|------------------|
| Südwestaustralien | Southwest Australia Woodlands | Mediterranean Forests, Woodlands and Scrub | AA1210 | 6,7 |

Die Lithiumvorkommen in Australien sind in Festgestein gebunden und werden im Tage- oder Untertagebau abgebaut. Gewonnen wird das Lithium durch Zerkleinern und Erhitzen des Erzes. Nach dem Abkühlen wird das Lithium gemahlen und mit schwefeliger Säure gemischt und wieder erhitzt. Durch die Zugabe von Natriumcarbonat wird das Lithiumcarbonat kristallisiert und anschließend gefiltert und getrocknet (Föst 2019).

Für die Lithiumgewinnung in Australien wird die Greenbushes Mine im Südwesten Australiens gewählt. Der Anteil des Lithiumoxids an der Gesamtfördermenge der Mine ergibt ca. 547.000 t Gestein bei einer Flächennutzung für den Abbau von 1.052 ha (Talison Lithium, 2018 nach Föst 2019).

Kobalt, DR Kongo

Tabelle 22: Regionale Zuordnung Kobaltabbau DR Kongo

| Geographische Region | Ökoregion | Biom | Code | Ecoregion Factor |
|----------------------|-----------------------------------|--|--------|------------------|
| Lualaba | Central Zambesian Miombo Woodland | Tropical and Subtropical Grasslands, Savannas and Shrublands | AT0704 | 11,4 |

Im industriellen Maßstab wird Kobalterz in der DR Kongo überwiegend im Tagebau gewonnen. Das Erz wird schichtweise abgetragen bzw. im Bohr- und Schießbetrieb gewonnen. Je nach Fortschreiten des Abbaus wird auch zum Untertagebau übergegangen. (Föst 2019)

Als Basis für die Betrachtung von Kobaltabbau im Kongo wird der industrielle Abbau in der Mutanda Mine in der Provinz Lualaba gewählt. Die Fördermenge von Kobalt betrug hier 23.900 t im Jahr 2017 bei einer Gesamtfördermenge von 5,5 Mio. t (Glencore 2017 nach Föst 2019). Die Gesamtbetriebsfläche beträgt ca. 125 km² (Google Maps 2019 nach Föst 2019).

Kobalt, Russland

Tabelle 23: Regionale Zuordnung Kobaltabbau Russland

| Geographische Region | Ökoregion | Biom | Code | Ecoregion Factor |
|----------------------|--------------------------------|--------|--------|------------------|
| Norilsk | Taimyr-Central Siberian Tundra | Tundra | PA1111 | 8,0 |

Kobalt wird aus Nickel- und Kupferlagerstätten im Untertagebau im Bohr- und Schießbetrieb gewonnen. Das zunächst gewonnene Nickelsulfid enthält auch relevante Mengen Kobalt. Es wird durch mechanische Aufbereitung, Röstung und hydrometallurgische Verfahren zu Kobaltpulver oder Kobalt(III)-hydroxid verarbeitet. (Föst 2019)

Gefördert wird Kobalt von der Firma Norilsk Nickel mit 3.000 t gefördertem Kobalt in 2017 und damit einem Anteil von 5% der jährlichen Fördermenge. Basierend auf einem Nickelgehalt von 0,63% wird auf eine geförderte Gesteinsmenge 32,6 Mio. t geschlossen (Norilsk Nickel 2017 nach Föst 2019). Da keine offiziellen Daten zur Größe und Fördermengen einzelner Minen des Unternehmens vorliegen, werden die Flächen der Minen in der Umgebung von Norilsk aufsummiert und als Gesamtfläche von 500 km² angenommen.

6.1.2 Datengrundlage

Zur Bewertung der Biodiversitätsbeiträge wurden die in Kapitel 4.1.4 dargestellten Kriterien und Parameter verwendet und basierend auf den Beitragsfunktionen in Kapitel 4.2.4 berechnet. Die Datenbasis zur Bewertung der Parameter und Gewichtungsfaktoren stellen Annahmen dar, basierend auf Literaturrecherche. Im Folgenden werden die Eingangsdaten für die verschiedenen Parameter sowie deren Gewichtung dargestellt.

Lithium

Für den Lithiumabbau in Chile wurden zwei Szenarien ausgewertet: Szenario A beschreibt die Lithiumgewinnung durch Evaporation, Szenario B die alternative Gewinnung durch Umkehrosmose.

Tabelle 24: Eingangsdaten der Beitragsparameter für Chile (Föst 2019)

| Parameter | Maßeinheit | Skala | Eingangswert A | Eingangswert B |
|----------------------|-----------------------|-------|------------------------|--------------------|
| Ungenutzte Fläche | [% Fläche] | 0-100 | 40 ²⁵ | 98 ²⁶ |
| Biotopverbund | [km] | 0-5 | 0 ²⁵ | 0 ²⁵ |
| Störungen | [kg/m ² a] | 0-100 | 9,1 ²⁷ | 384 ²⁶ |
| Straucharten | [1/km ²] | 0-15 | 6 ^{26,28} | 8 ^{26,28} |
| Vegetationsdichte | [% Bewuchs] | 0-20 | 5 ²⁸ | 10 ²⁵ |
| Exotische Vegetation | [% Fläche] | 0-100 | 0 ²⁶ | 0 ²⁶ |
| Wasserläufe | [% Oberflächenwasser] | 0-100 | 100 ²⁹ | 100 ²⁹ |
| Entwässerung | [% Grundwasser] | 0-100 | 95 ^{30,31,32} | 10 ³³ |
| Versiegelung | [% Fläche] | 0-100 | 60 ^{25,31} | 2 ²⁵ |
| Verschmutzung | [CTUe/ha*a] | 0-300 | 0 ³⁴ | 0 ²⁶ |

Tabelle 25: Eingangsdaten der Beitragsparameter für Lithium Australien (Föst 2019)

| Parameter | Maßeinheit | Skala | Eingangswert |
|----------------------|-----------------------|-------|------------------------|
| Ungenutzte Fläche | [% Fläche] | 0-100 | 34 ³⁵ |
| Biotopverbund | [km] | 0-5 | 0 ³⁵ |
| Störungen | [kg/m ² a] | 0-100 | 52 ²⁶ |
| Baumarten | [1/km ²] | 0-50 | 30 ^{26,35,36} |
| Vegetationsdichte | [% Bewuchs] | 0-100 | 65 ^{26,35} |
| Exotische Vegetation | [% Fläche] | 0-100 | 15 ^{26,35} |
| Wasserläufe | [% Oberflächenwasser] | 0-100 | 10 ^{26,35} |
| Entwässerung | [% Grundwasser] | 0-100 | 5 ^{26,35} |
| Versiegelung | [% Fläche] | 0-100 | 10 ^{26,35} |
| Verschmutzung | [CTUe/ha*a] | 0-300 | 50 ²⁶ |

²⁵ Google Maps (2019) nach Föst (2019)

²⁶ Schätzung nach Föst (2019)

²⁷ SQM (2018) nach Föst (2019)

²⁸ Villagán et al. (1981) nach Föst (2019)

²⁹ Munk et al. (2018) nach Föst (2019)

³⁰ Wanger (2011) nach Föst (2019)

³¹ Agusdinata et al. (2018) nach Föst (2019)

³² Marazuela et al. (2019) nach Föst (2019)

³³ Flexer et al. (2018) nach Föst (2019)

³⁴ SQM (2019) nach Föst (2019)

³⁵ Talison Lithium (2018) nach Föst (2019)

³⁶ Koch et al. (2007) nach Föst (2019)

Kobalt

Tabelle 26: gewählte Eingangsdaten der Beitragsparameter für Kobalt Kongo (Föst 2019)

| Parameter | Maßeinheit | Skala | Eingangswert |
|----------------------|-----------------------|-------|-------------------------|
| Ungenutzte Fläche | [% Fläche] | 0-100 | 40 ^{25,26} |
| Biotopverbund | [km] | 0-5 | 0 ²⁵ |
| Störungen | [kg/m ² a] | 0-100 | 73 ³⁷ |
| Baumarten | [1/km ²] | 0-75 | 50 ^{26,38} |
| Vegetationsdichte | [% Bewuchs] | 0-100 | 95 ^{25,26,37} |
| Exotische Vegetation | [% Fläche] | 0-100 | 5 ^{26,37} |
| Wasserläufe | [% Oberflächenwasser] | 0-100 | 20 ^{25,26} |
| Entwässerung | [% Grundwasser] | 0-100 | 5 ²⁶ |
| Versiegelung | [% Fläche] | 0-100 | 10 ^{25,26} |
| Verschmutzung | [CTUe/ha*a] | 0-300 | 150 ^{26,39,40} |

Tabelle 27: gewählte Eingangsdaten der Beitragsparameter für Kobalt Russland (Föst 2019)

| Parameter | Maßeinheit | Skala | Eingangswert |
|----------------------|-----------------------|-------|------------------------|
| Ungenutzte Fläche | [% Fläche] | 0-100 | 15 ²⁵ |
| Biotopverbund | [km] | 0-5 | 0 ²⁵ |
| Störungen | [kg/m ² a] | 0-100 | 77 ⁴¹ |
| Straucharten | [1/km ²] | 0-50 | 25 ^{26,42,43} |
| Vegetationsdichte | [% Bewuchs] | 0-100 | 70 ^{26,43} |
| Exotische Vegetation | [% Fläche] | 0-100 | 5 ²⁵ |
| Wasserläufe | [% Oberflächenwasser] | 0-100 | 85 ²⁵ |
| Entwässerung | [% Grundwasser] | 0-100 | 10 ²⁵ |
| Versiegelung | [% Fläche] | 0-100 | 15 ^{25,26} |
| Verschmutzung | [CTUe/ha*a] | 0-300 | 150 ²⁶ |

³⁷ DERA (2018) nach Föst (2019)

³⁸ Frost (1996) nach Föst (2019)

³⁹ Pourett et al. (2016) nach Föst (2019)

⁴⁰ Mees et al. (2013) nach Föst (2019)

⁴¹ Norilsk Nickel (2017) nach Föst (2019)

⁴² Frost et al. (2014) nach Föst (2019)

⁴³ Siewert et al. (2015) nach Föst (2019)

Die Parametergruppen werden jeweils wie folgt gewichtet (siehe Kapitel 4.2.4):
Tabelle 28: Gewichtungsfaktoren g(z) für Kriterien (Föst 2019)

| Kriterium z | Li Chile (Montane Grasslands and Shrublands) | Li Australien (Mediterranean Forests, Woodlands and Scrub) | Co DR Kongo (Tropical and Subtropical Grasslands, Savannas and Shrublands) | Co Russland (Tundra) |
|--------------------|---|---|---|-------------------------|
| Nutzungsintensität | 0,2 | 0,25 | 0,25 | 0,25 |
| Vegetationszustand | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| Wasserhaushalt | 0,4 | 0,2 | 0,2 | 0,1 |
| Versiegelung | 0,2 | 0,2 | 0,15 | 0,15 |
| Verschmutzung | 0,1 | 0,25 | 0,3 | 0,4 |

6.1.3 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Berechnung des Biodiversitätsbeitrags der einzelnen Rohstoffgewinnungsprozesse sowie der Beitrag des Endprodukts Batterie dargestellt.

Lithium (Chile, Australien)

Tabelle 29: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter, ungewichtet und gewichtet (in Klammern) nach Föst (2019)

| | Biodiversitätsbeitrag | Biodiversitätsbeitrag | Biodiversitätsbeitrag |
|-------------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| Parameter / Kriterium | Chile A | Chile B | Australien |
| Ungenutzte Fläche | 64% | 99% | 54% |
| Biotopverbund | 100% | 100% | 100% |
| Störungen | 60% | 0% | 6% |
| Nutzungsintensität | 79,2% (15,8%) | 42,3% (8,5%) | 39,6% (9,9%) |
| Straucharten | 77% | 47% | 94% |
| Vegetationsdichte | 17% | 64% | 99% |
| Exotische Vegetation | 100% | 100% | 100% |
| Vegetationszustand | 48,9% (4,9%) | 63,0% (6,3%) | 96,5% (9,7%) |
| Wasserrläufe | 100% | 100% | 21% |
| Entwässerung | 0% | 99% | 100% |
| Wasserhaushalt | 0,0% (0,0%) | 99,0% (40,0%) | 21,0% (4,2%) |
| Versiegelung | 15,0% (3,1%) | 100,0% (20,0%) | 96,0% (19,2%) |
| Verschmutzung | 100,0% (10,0%) | 100,0% (10,0%) | 32,0% (8,0%) |
| BV_{LU} | 0,338 | 0,848 | 0,510 |
| BV_{norm} | 0,169 | 0,424 | 0,255 |
| BV_{loc} [BVI] | 0,505 | 0,835 | 0,656 |
| BV_{glo} [BVI] | 3,151 | 5,214 | 4,364 |
| ΔQ [BVI] | 3,091 | 1,028 | 2,290 |

Kobalt (DR Kongo, Russland)

Tabelle 30: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter (DR Kongo), ungewichtet und gewichtet (in Klammern) nach Föst (2019)

| Parameter / Kriterium | Biodiversitätsbeitrag | |
|-------------------------------|-----------------------|----------------------|
| | DR Kongo | Russland |
| Ungenutzte Fläche | 64% | 19% |
| Biotopverbund | 100% | 100% |
| Störungen | 2% | 1% |
| Nutzungsintensität | 40,0% (10,0%) | 26,0% (6,5%) |
| Baumarten | 96% | 86% |
| Vegetationsdichte | 100% | 92% |
| Exotische Vegetation | 100% | 100% |
| Vegetationszustand | 98,0% (9,8%) | 91,0% (9,1%) |
| Wasserläufe | 41% | 99% |
| Entwässerung | 100% | 100% |
| Wasserhaushalt | 41,0% (8,2%) | 99,0% (9,9%) |
| Versiegelung | 96,0% (14,4%) | 91,0% (13,7%) |
| Verschmutzung | 7,0% (2,1%) | 7,0% (2,8%) |
| BV_{LU} | 0,445 | 0,420 |
| BV_{norm} | 0,223 | 0,210 |
| BV_{loc} [BVI] | 0,605 | 0,583 |
| BV_{glo} [BVI] | 6,874 | 4,672 |
| ΔQ [BVI] | 4,490 | 3,336 |

Zusammenfassend und vergleichend sind in Abbildung 70 die landnutzungsspezifischen Biodiversitätsbeiträge BV_{LU} dargestellt. Darin sind auch die Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Kriterien aufgeschlüsselt.

Landnutzungsspezifische Biodiversitätsbeiträge BV_{LU}
Fallstudie Lithium/Kobalt

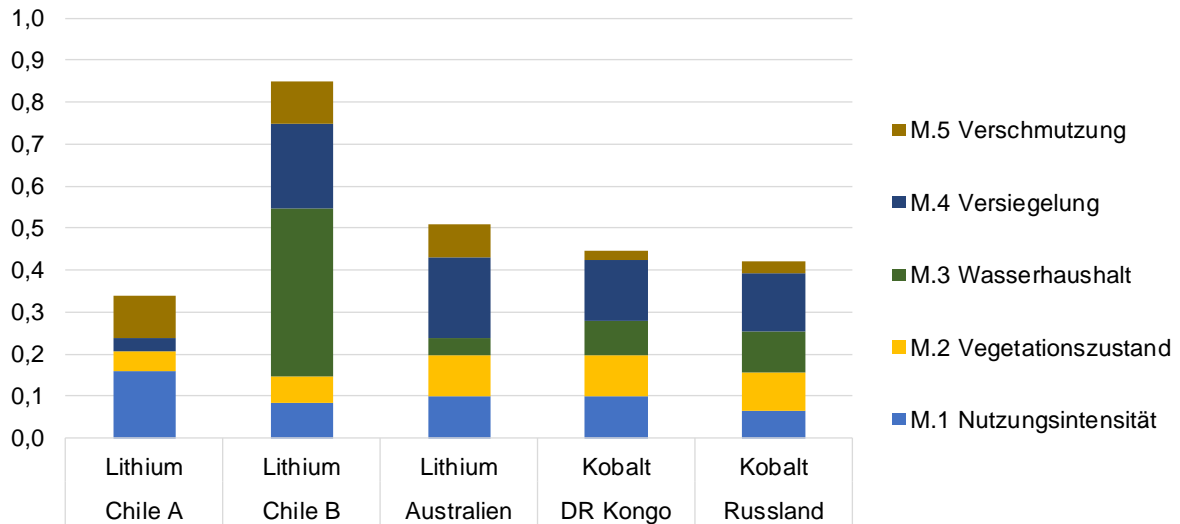


Abbildung 70: Landnutzungsspezifische Biodiversitätsbeiträge der Förderung von Lithium und Kobalt nach (Föst 2019)

Wirkung je Kilogramm Rohstoff

Tabelle 31 zeigt die Biodiversitätswirkungen der einzelnen Förderprozesse je Kilogramm Rohstoff. Es zeigt sich, dass die Gewinnung von Kobalt in beiden betrachteten Regionen eine höhere Wirkung auf die Biodiversität aufweist. Dabei hat der Abbau im Kongo insgesamt die höchste Wirkung. Durch Umkehrosiose gewonnenes Lithium hat für die Region Chile die geringste Auswirkung. (Föst 2019)

Tabelle 31: Biodiversitätswirkung je Kilogramm geförderter Rohstoff (Föst 2019)

| Rohstoff | Flächenzeit [m ² a/kg] | Wirkung [BVI m ² a/kg] |
|---------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| Li Chile Evaporation (A) | 1,247 | 3,854 |
| Li Chile Umkehrosiose (B) | 0,032 | 0,033 |
| Li Australien | 0,281 | 0,643 |
| Co DR Kongo | 0,369 | 1,657 |
| Co Russland | 0,312 | 1,041 |

Wirkung je Batterie

Zur Darstellung der Biodiversitätswirkung des Endprodukts Batterie, wird eine Batterie in einem Nissan Leaf exemplarisch ausgewertet und dargestellt. Der Nissan Leaf ist das weltweit meistverkaufte Elektroauto. Für dessen Batterie mit einer Kapazität von 30 kWh werden 8,58 Kilogramm Lithium und 7,56 Kilogramm Kobalt verwendet (Balgoeva et al. 2016). Für eine Kilowattstunde folgt daraus ein Bedarf von 0,29 Kilogramm Lithium sowie 0,25 Kilogramm Kobalt. (Föst 2019)

Tabelle 32 zeigt die Biodiversitätswirkung pro Batterie.

Tabelle 32: Biodiversitätswirkung bezogen auf eine Batterie des Nissan Leaf (Föst 2019).

| Rohstoff | Wirkung je Batterie [BVI] | Wirkung je kWh [BVI] |
|----------------------|---------------------------|----------------------|
| Li Chile Evaporation | 0,315 | 33,071 |

| Rohstoff | Wirkung je Batterie [BVI] | Wirkung je kWh [BVI] |
|-----------------------|---------------------------|----------------------|
| Li Chile Umkehrosrose | 0,003 | 0,282 |
| Li Australien | 0,053 | 5,520 |
| Co DR Kongo | 0,105 | 12,525 |
| Co Russland | 0,066 | 7,868 |

Abbildung 71 zeigt die Biodiversitätswirkung je Fahrzeug je Rohstoff und Verfahren. Die Umkehrosrose in der Lithiumgewinnung zeigt die geringsten Auswirkungen auf die Biodiversität. Dagegen ergibt sich die Lithiumproduktion durch Verdampfung als das schädlichste Verfahren. Die Gewinnung von Kobalt ist schädlicher für die Biodiversität. Vor allem der Abbau von Kobalt in der DR Kongo hat negative Auswirkungen auf die Biodiversität. (Föst 2019)

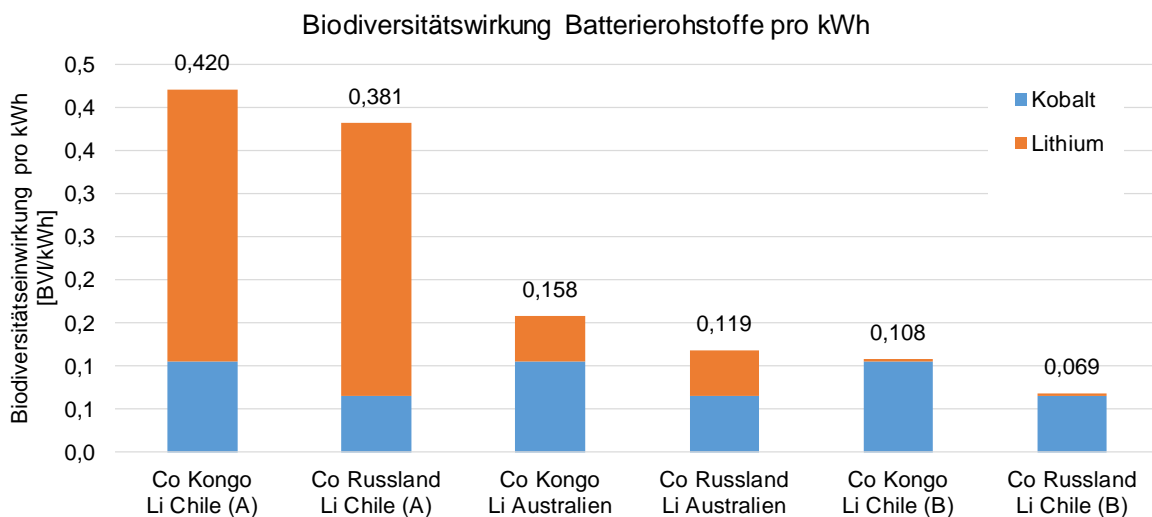


Abbildung 71: Biodiversitätswirkung der verschiedenen Rohstoffe und Förderverfahren für die Herstellung einer Batterie des Nissan Leaf, normiert auf 1 kWh Kapazität nach (Föst 2019)

Diskussion der Ergebnisse

Im Rahmen der Fallstudie zeigte sich, dass die Parameter insgesamt gut anwendbar waren. Bei den Parametern Störungen und Baumarten konnte jedoch Entwicklungspotential identifiziert werden. Für Störungen könnte eine andere Maßeinheit gewählt werden wie z.B. Lautstärke. Diese würde besser abbilden, dass die Störung durch die zunehmende Entfernung von der eigentlichen Förderanlage abnimmt. Der Parameter Baumarten ist insofern nicht optimal, weil er hier als Proxy für den gesamten Artenreichtum dient. Einer der Schwachpunkte des Indikators ist, dass Bäume nur langsam auf Veränderungen des Artenreichtums, wie zum Beispiel die Abwanderung von Tierarten auf Grund von Störungen, reagieren. (Föst 2019)

Eine Einschränkung bei der Durchführung der Studie stellte die mangelnde Datenverfügbarkeit dar. Nur in wenigen Fällen konnten aus der Literatur geeignete Werte ermittelt werden, weshalb häufig Annahmen verwendet wurden. (Föst 2019)

6.2 Fallstudie Baumwollanbau

Die Fallstudie, die von der TU Berlin durchgeführt wurde, verwendet Daten aus einer eben-

falls an der TU Berlin durchgeführten Fallstudie zum Wasserfußabdruck von Baumwolle in Pakistan. In der Fallstudie für das Projekt LC.biodiv.IA sollen die Auswirkungen der Produktion von Baumwolle auf die Biodiversität der örtlichen Felder in Pakistan ermittelt werden. Dabei wurden aus einem Repertoire von Primärdaten auf Grundlage der direkten Befragung der Farmer zehn Felder und deren Bewirtschaftung ausgewählt.

6.2.1 Produktsystem

In Pakistan werden jährlich mehr als fünf Millionen Tonnen Baumwolle produziert. Somit ist Pakistan nach China, den USA und Indien der viertgrößte Erzeuger von Baumwolle. Insgesamt beträgt die Anbaufläche rund 2,9 Millionen Hektar. (WWF 2014).

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in Pakistan in der Provinz Punjab. Diese Region weist die höchste landwirtschaftliche Produktion in Pakistan auf (Mikosch et al. 2020) und ist in Abbildung 72 hellgrün hervorgehoben. Die grünen Punkte kennzeichnen die Lage der zehn untersuchten Felder.



Abbildung 72: Lage der untersuchten Felder

Zu den wichtigsten Kulturpflanzen der Provinz Punjab gehören Weizen, Baumwolle, Mais, Reis und Zuckerrohr. Punjab selbst ist in 17 Verwaltungseinheiten unterteilt, welche als „Bewässerungseinheiten“ bezeichnet werden können und von den Wasserwirtschaftsbehörden für die Zuweisung von Wasser verwendet werden. Zwischen November und April wird die landwirtschaftliche Produktion von Weizen dominiert, wobei etwa 43% der gesamten bewässerten Fläche auf Weizenfelder entfallen. Zwischen Mai und Oktober wird Baumwolle angebaut. Die Produktion erfolgt hauptsächlich in den südlichen Gebieten, wo Baumwollfelder zwischen 9% und 60% der landwirtschaftlichen Nutzfläche bedecken. (Mi-

kosch et al. 2020)

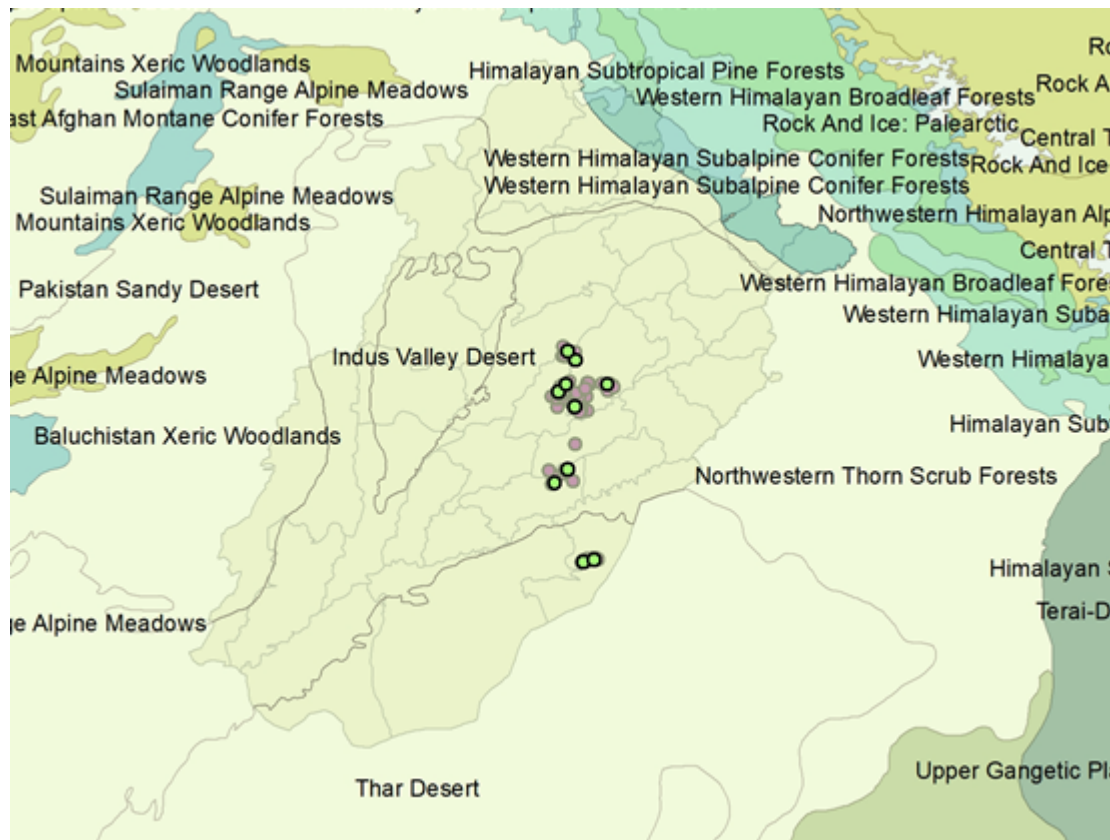


Abbildung 73: Geographische Lage Punjabs

Für die Berechnung der Auswirkungen auf die Biodiversität ist die Lage von Punjab entscheidend. Die Region liegt, wie in der Abbildung 73 dargestellt, in dem Biom Deserts and Xeric Shrublands. Von den 10 untersuchten Feldern liegen zwei in der Ökoregion Thar Desert und acht in der Ökoregion Northwestern Thorn Scrub Forests. Die Ökoregion Thar Desert umfasst Wüsten in Indien und Pakistan. Die Jahrestemperaturen können vom Gefrierpunkt im Winter bis zu mehr als 50°C im Sommer reichen. Der Monsun von Juli bis September sorgt für einen jährlichen Niederschlag von 100 bis 500 mm. Die Vegetation ist dem extremen Klima angepasst und besteht aus Wiesen und Buschvegetation. Die Ökoregion Northwestern Thorn Scrub Forests erstreckt sich ebenfalls über Indien und Pakistan. Die Temperaturen reichen vom Gefrierpunkt zu bis zu 45°C und mehr und die Niederschläge liegen bei unter 750 mm pro Jahr. Die offene und verkümmerte Vegetation wird von Dornenwäldern und Strauchland dominiert (WWF 2016). Innerhalb dieser zwei Ökoregionen liegen die untersuchten Felder. Mittels direkter Befragung der vor Ort ansässigen Farmer wurden Primärdaten für den Anbau von Baumwolle ermittelt. Fehlende Daten wurden anhand von Datenrecherchen ermittelt.

6.2.2 Datengrundlage

Da der Anbau von Baumwolle unter den Aspekt Landwirtschaft fällt, wurden auf Grundlage der entwickelten Methodik die folgenden Parameter als einflussgebend für die Biodiversität in der Gegen erachtet: Begleitflora, Rote Liste Arten, Struktur des Feldes, Größe des Feldes, Bodenbewegung, Bodenbedeckung, Fruchtfolge, Düngungsarten und Düngungsintensität sowie der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. Diese Parameter entstammen dem Pa-

parameterkatalog für die Landwirtschaft in dem Biom Temperate Broadleaf and Mixed Forest. Da der Anbau von Baumwolle ebenfalls eine landwirtschaftliche Aktivität mit gleichen beeinflussenden Faktoren ist, wird die Annahme getroffen, dass die Parameter so übernommen werden können. Kleinere Änderungen werden in der folgenden Parameterbeschreibung erläutert.

Begleitflora:

Die Begleitflora soll als Indikator mit der Größe „Anzahl an Arten pro ha Anbaufläche“ beschrieben werden. Dieser Parameter beruht auf Sekundärdaten der Literatur, da eine Angabe der Farmer selbst nicht in den Daten enthalten war.

Rote Liste Arten:

Dieser Parameter wird in zeitlichen Vorkommen „Rote Liste Arten auf der Anbaufläche pro Jahr“ gemessen. Er beruht ebenfalls auf Sekundärdaten der Literatur.

Struktur des Feldes:

Der prozentuale Anteil strukturgebender Elemente auf dem Feld wurde über Sichtung als auch über Satellitenbilder abgeschätzt.

Größe des Feldes:

Die genaue Angabe der Größe des Feldes in Hektar erfolgte von den Farmern.

Bodenbewegung:

Der Parameter Bodenbewegung wurde aufgrund von Literaturdaten und Annahmen bestimmt. Da die Feldbearbeitung der Farmer per Hand und nicht per Traktor oder Ähnlichem erfolgt, wurde für den Indikator L/ha ein Umrechnungsfaktor gewählt. Es wird angenommen, dass die Bearbeitung des Bodens für welche ein Traktor 5 – 10L/ha verbraucht der händischen Arbeit von einem Tag entspricht. Somit lassen sich die geleisteten Arbeitsstunden in Dieserverbrauch umrechnen.

Bodenbedeckung:

Dieser Parameter misst die Tage pro Jahr an denen der Boden unbedeckt (als Brache) bleibt. Die Angabe erfolgt auf Grundlage von Primärdaten.

Fruchtfolge:

Die Fruchtfolge lässt sich auf Grundlage von Primärdaten als Indikator mit einer Angabe von Punkten berechnen. Die Berechnung ist in Kapitel 4.2 beschrieben.

Düngungsarten:

Dieser Parameter unterteilt sich in die prozentuale Nutzung betriebseigener Mittel, Mist/Kompost, Kunst/Flüssigdünger innerhalb und außerhalb der Wachstumsaison sowie die Angabe der Intensität in kg Stickstoff pro Hektar. Dieser Parameter beruht auf Primärdaten.

Einsatz von Pflanzenschutzmitteln:

Dieser Parameter unterteilt sich in die Anzahl der Pflanzenschutzmittelanwendungen pro Jahr sowie den prozentualen Anteil biologischer/mechanischer Bekämpfungsmittel. Die Angaben zu diesem Parameter beruhen auf Primärdaten.

Als Beispiel für einen Farmer lassen sich die Daten, welche in Tabelle 33 dargestellt sind,

angeben. Die Daten beziehen sich auf den Anbau von Baumwolle in einem Jahr. Der Jahreszyklus ist wie folgt: Die Saat der Baumwolle erfolgt im Mai. Bis September befindet sich die Baumwolle im Wachstum. Anfang Oktober wird die Baumwolle geerntet. Im Oktober liegt das Feld einen Monat brach. Im November erfolgt die Saat einer anderen Kulturpflanze (zum Beispiel Weizen), welche bis März wächst um spätestens Anfang April geerntet wird, sodass das Feld erneut einen Monat brachliegt, bevor die erneute Saat von Baumwolle erfolgt.

Die Spalte Eingabe in Tabelle 33 beinhaltet die Primär- und Sekundärdaten für die Fallstudie. Links dieser Spalte sind die Parameter, ihre jeweilige Einheit und die minimal und maximal möglichen Werte angegeben. Die einzelnen Parameter wurden, wie in der Methodik beschrieben, in Gruppen zusammengefasst und jeweils gleich gewichtet. Die Summe der gewichteten Parameterbeiträge ergibt einen landnutzungsspezifischen Biodiversitätsbeitrag BV_{LU} von 0,245. Daraus ergibt sich (siehe Kapitel 4.2.1) ein normalisierter Biodiversitätsbeitrag BV_{norm} von 0,289, ein lokaler Biodiversitätswert BV_{loc} von 0,703 BVI und schließlich ein globaler Biodiversitätswert BV_{glo} von 3,601 BVI.

Tabelle 33: Daten für Farmer 1 in der Fallstudie „Baumwollproduktion in Pakistan“ für den Anbau von Baumwolle bezogen auf ein Jahr

| | Kriterien und Parameter | Einheit | Min | Max | Eingabe | Beitrag | Gewicht | gewichteter Beitrag |
|--------------|-----------------------------|-------------------|-----|------|---------|-------------|-------------------------------|---------------------|
| A.1 | Begleitflora | | | | | 0,55 | 0,20 | 0,11 |
| A.1.1 | Artenvielfalt Begleitflora | [Arten/ha] | 0 | 300 | 124 | 0,78 | | |
| A.1.2 | Vorkommen Rote-Liste-Arten | [% Zeit] | 0% | 100% | 0% | 0,00 | | |
| A.2 | Strukturvielfalt | | | | | 0,30 | 0,20 | 0,06 |
| A.2.1 | Strukturgebende Elemente | [% Fläche] | 0% | 100% | 3% | 0,42 | | |
| A.2.2 | Feldgröße | [ha] | 0 | 10 | 3,34 | 0,05 | | |
| A.3 | Bodenbearbeitung | | | | | 0,32 | 0,20 | 0,06 |
| A.3.1 | Bodenbewegung | [L/ha] | 0 | 100 | 15 | 0,86 | | |
| A.3.2 | Bodenbedeckung | [% Zeit] | 0% | 100% | 17% | 0,06 | | |
| A.3.3 | Fruchtfolge | [Punkte] | 0 | 13 | 4 | 0,31 | | |
| A.4 | Düngung | | | | | 0,05 | 0,20 | 0,01 |
| A.4.5 | Düngungsintensität | [kg N / ha*a] | 0 | 300 | 194,99 | 0,05 | | |
| A.5 | Schädlingsbekämpfung | | | | | 0,00 | 0,20 | 0,00 |
| A.5.1 | Pflanzenschutzmitteleinsatz | [Anwendungen / a] | 0 | 12 | 12 | 0,00 | | |
| | | | | | | | BV_{LU} | 0,245 |
| | | | | | | | BV_{norm} | 0,289 |
| | | | | | | | BV_{loc} [BVI] | 0,703 |
| | | | | | | | BV_{glo} [BVI] | 3,601 |
| | | | | | | | ΔQ [BVI] | 1,523 |

6.2.3 Ergebnisse

Für jeden der 10 Farmer wurden diese Daten erhoben und zu einem Biodiversitätsbeitrag zusammengefasst. Daraus ergibt sich der in Abbildung 74 dargestellte landnutzungsspezifische Biodiversitätsbeitrag je Farm.

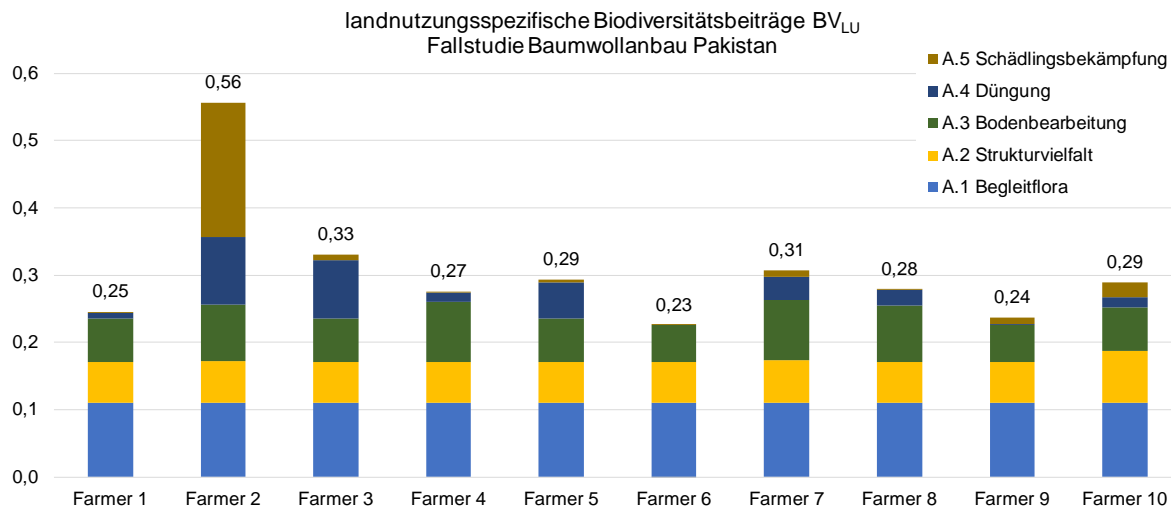


Abbildung 74: Landnutzungsspezifische Biodiversitätsbeiträge BV_{LU} der einzelnen Farmen in der Baumwollproduktion in Punjab, aufgeschlüsselt nach Kriterien (eigene Darstellung)

Nach Kapitel 4.2 wird aus dem landnutzungsspezifischen Biodiversitätsbeitrag in mehreren Schritten der globale Biodiversitätswert berechnet. Unter anderem werden die Wirkungsergebnisse mit dem jeweiligen EF verrechnet, um die Gewichtung der Ecoregions einzubringen. Die Ecoregion Northwestern Thorn Scrub Forests, in der die Farmen 1 und 2 liegen, hat auf Grundlage der in Kapitel 4.4 beschriebenen Berechnung einen EF von 5,1. Alle anderen Farmen liegen in der Ecoregion Thar Desert, die einen EF von 6,6 zugewiesen bekommt. Im Vergleich zu den anderen Farmen werden die Biodiversitätswerte der Farmen 1 und 2 also pauschal um den Faktor 0,77 niedriger bewertet. Daraus ergibt sich eine nach Ökoregion gewichtete Wirkung pro Farmer wie in Abbildung 76 dargestellt. Wie in der Abbildung ersichtlich, hat Farm 3 den höchsten globalen Biodiversitätswert, aber die Werte liegen insgesamt nicht dramatisch weit auseinander.

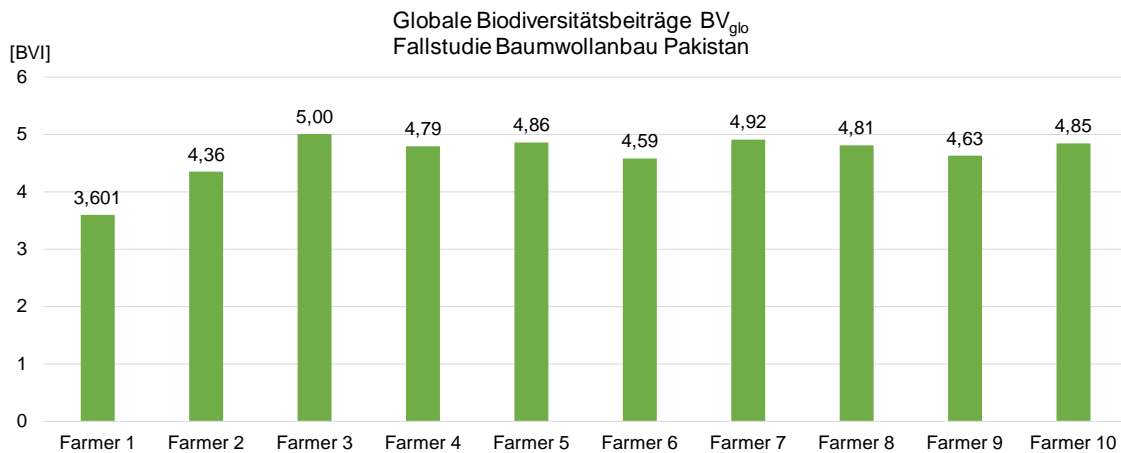


Abbildung 75: Globale Biodiversitätswerte BV_{glo} der einzelnen Farmen in der Baumwollproduktion in Punjab (eigene Darstellung)

Die Ergebnisse sind zunächst nicht produktbezogen. Sie beziehen sich rein auf die Produktion von Baumwolle pro Jahr für ein Feld unabhängig von der dort produzierten Masse an Baumwolle. Um eine Verbindung zur herkömmlichen Ökobilanz zu schaffen, müssen die Ergebnisse auf eine funktionelle Einheit (hier: 1 kg Baumwolle) heruntergebrochen werden. Die resultierenden Ergebnisse sind in Abbildung 76 dargestellt.

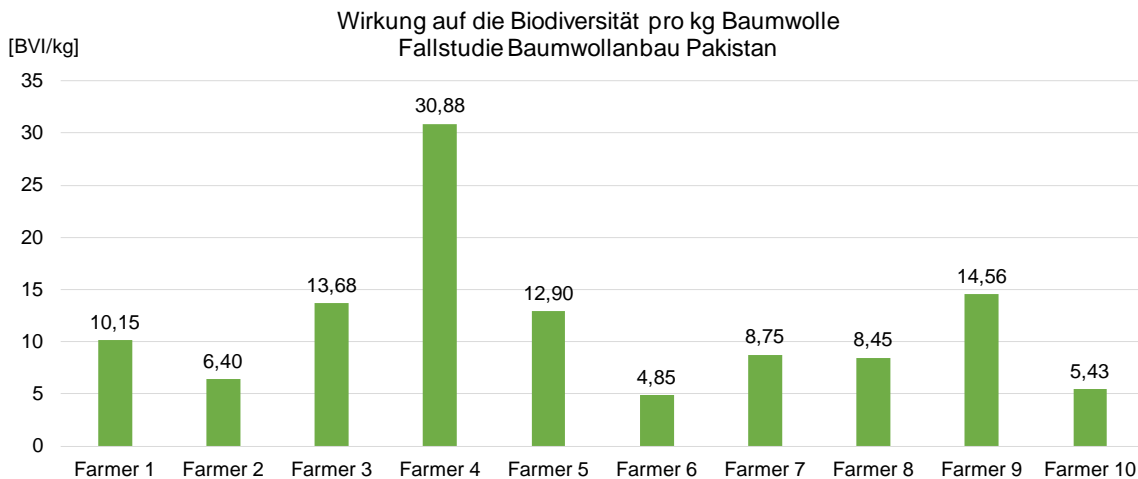


Abbildung 76: Wirkung auf die Biodiversität bezogen auf ein Kilogramm Baumwolle (eigene Darstellung)

Diskussion der Ergebnisse

Die Ergebnisse dieser Fallstudie bestätigen die Anwendbarkeit der Methodik. Mit Hilfe von Primär- und Sekundärdaten lassen sich die benötigten Parameterwerte ermitteln und ein Biodiversitätsbeitrag errechnen. In dem hier aufgeführten Beispiel liegt der landnutzungsspezifische Biodiversitätsbeitrag zwischen 0,23 und 0,33, mit einem Ausreißer bei 0,56. Die Spanne zwischen den Ergebnissen der einzelnen Farmer ist nicht sehr breit. Dies lässt sich hauptsächlich damit begründen, dass (a) alle Felder in dieselbe Landnutzungsklasse fallen und (b) die Felder alle ähnlich bewirtschaftet werden. Die Unterschiede werden maßgeblich

durch den Einsatz von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln, sowie von der Flächengröße generiert. Die anderen Parameterwerte sind über alle Farmer hinweg ähnlich oder gleich. Somit lassen sich diese Parameter als die wichtigsten bei dem Anbau von Baumwolle in Pakistan identifizieren.

Sehr deutlich wird die Bedeutung der Produktivität der einzelnen Farmen. So liegt Farm 6 beim globalen Biodiversitätswert (Abbildung 75) im Mittelfeld, bei der Wirkung je kg Baumwolle jedoch niedriger als alle anderen (Abbildung 76). Dies ist auf die deutlich höhere Produktivität der Farm zurückzuführen; wo die meisten anderen zwischen 1 und 2 t/ha ernten, werden auf Farm 6 über 4 t/ha geerntet.

Im Laufe der Fallstudie wurde festgestellt, dass verschiedene Parameteranpassungen in Bezug auf das Biom vorgenommen werden müssen. Auch wenn dies nicht selbst in der Fallstudie berücksichtigt wurde, sollen dennoch Empfehlungen gegeben werden. So ist deutlich geworden, dass für das Biom Deserts and Xeric Shrublands ein Parameter, welcher den Bedarf an Wasser in Bezug auf Wasserknappheit der Region wiedergibt, benötigt wird. Dies wird auf Grund der vor Ort wichtigen künstlichen Bewässerung klar, da die Niederschläge in den untersuchten Ökoregionen nicht ausreichend sind, um den Anbau von Baumwolle und anderen Kulturpflanzen zu gewährleisten. Unter der Annahme, dass sich dies auf das gesamte Biom übertragen lässt, wird empfohlen, einen solchen Parameter für das Biom mit aufzunehmen.

7 Kritik an der Methodik

Übergeordnetes Ziel des Projekts war die Weiterentwicklung der Potentialfeldmethode durch Integration mit dem Hemerobieansatz bzw. der inversen Hemerobie und damit Naturnähe. Mit der Vereinheitlichung der Feldfunktionen und der Anpassung an die verschiedenen Naturnähestufen sollte das methodische Framework harmonisiert werden und als anwendungsreife Methode für die Integration von Biodiversität als Wirkungsindikator zur Verfügung stehen. Im Folgenden wird die Methode einer kritischen Betrachtung aus verschiedenen Blickwinkeln unterzogen.

7.1 Naturschutzperspektive

Biodiversität definiert als Artenvielfalt, genetische Vielfalt innerhalb der Arten sowie die Vielfalt der Ökosysteme ist eine hochkomplexe Größe, deren quantitative Messung eine enorme Herausforderung darstellt. Die Schwierigkeiten in der Datenaufnahme spiegeln sich in der Vielzahl von Indices wider, die in der Ökologie und im Naturschutz zur Anwendung kommen (siehe auch Kapitel 2.3.1, 2.3.2 und 2.3.3). Derzeit gibt es keinen Konsens darüber, welcher Index sich am besten eignet oder die meiste Information in sich vereint (Morris et al. 2014). Darüber hinaus müssen die zur Messung der Biodiversität verwendeten Indices bestimmte Anforderungen erfüllen, um mit der Verwendung in der Ökobilanz kompatibel zu sein. Aus naturschutzfachlicher Sicht spielen die Repräsentation der Biodiversität sowohl auf lokaler als auch auf regionaler Ebene und der Referenzzustand eine große Rolle. Eine Reihe von Attributen ist erforderlich, um die Mehrdimensionalität der Biodiversität widerzuspiegeln (Curran et al. 2016), z.B. Funktion, Struktur und Zusammensetzung eines Systems. Darüber hinaus sollten mehrere taxonomische Gruppen und räumliche Skalen im Idealfall berücksichtigt werden. Lokale und regionale Komponenten sollten gesondert dargestellt werden und die regionale Bedeutung der biologischen Vielfalt sollte durch Seltenheit, Endemismus und Gefährdung qualifiziert werden. Die Komplexität von Biodiversität auf allen Ebenen bis hin zu ganzen Ökosystemen sollte nicht unterschätzt werden, weshalb der Naturschutz eine Bottom-up-Methode zur Quantifizierung der Biodiversität im Vergleich zu einem Top-down-Ansatz vorzieht. Mit der hier vorgestellten Methode wird jedoch eine Einschätzung ohne empirische Daten vorgenommen. Somit stellt sich die Frage, ob Biodiversität auf diese Weise sinnvoll abgebildet werden kann.

Eine der Stärken der vorgeschlagenen Methode ist, dass sie ihren Fokus auf den Wert legt, den die Gesellschaft der Biodiversität beimisst und Biodiversität nicht als Gegenstand empirischer Untersuchungen mit naturwissenschaftlichem Anspruch definiert. Somit kann die Methode eine Brücke schlagen und den Disput um die korrekte Messung von Biodiversität umgehen. Der Wert der Biodiversität wird vorerst durch den Proxy der Natürlichkeit bzw. der inversen Hemerobie erfasst. Anstelle einer aufwändigeren Bewertung der verschiedenen Komponenten der Biodiversität erscheint die Wahl der Natürlichkeit als Stellvertreter für Biodiversität als eine sichere Wahl. Zumindest wird dadurch vermieden, dass bei der Anwendung im LCA-Bereich, in dem meist wenig Fachwissen zur Biodiversitätsforschung vorhanden ist, methodische Abkürzungen gewählt werden, die sich nachteilig auf den Schutz der Biodiversität auswirken könnten. Andererseits ist die Gleichsetzung von Natürlichkeit mit hoher Biodiversität nicht zwingend gültig. Zum Beispiel ist ein nicht bewirtschafteter Wald (z.B. potenziell natürliche Vegetation) nicht notwendigerweise artenreicher als ein bewirtschafteter Wald. Ein Grünland, das sich in Mitteleuropa nur durch menschliche Eingriffe erhalten kann, ist sogar häufig artenreicher als ein Wald. Von den 231 Habitattypen, die in der EU FFH-Richtlinie aufgeführt sind (EU 1992), benötigen 63 zur Erhaltung eine

bestimmte Form von Bewirtschaftung (Halada et al. 2011). Artenreiches Grünland beherbergt nur dann ein hohes Maß an Biodiversität, wenn es entsprechend umsichtig bewirtschaftet wird (Batary et al. 2015). Und dies wiederum ist genau das, was die Messgrößen zur Naturnähe bzw. inversen Hemerobie innerhalb der jeweiligen Bewirtschaftungsform (Forst, Agrar, Grünland) zum Ausdruck bringen.

Die hier vorgestellte Methode wurde speziell für die Integration in die Ökobilanz entwickelt. Damit wird den Anforderungen an Inventardaten für die LCA Rechnung getragen, die oft spärlich oder nicht verfügbar sind. Alle gängigen Methoden zur Integration von Biodiversität sind durch diesen Datenmangel gleichermaßen eingeschränkt. Es gibt jedoch einen unbestreitbaren Nachteil: Obwohl die hier vorgestellte Methode die Quantifizierung der biologischen Vielfalt vorschlägt, misst sie die biologische Vielfalt aufgrund ihres Top-down-Ansatzes nicht tatsächlich. Die Biodiversität wird durch die Verwendung einer Reihe von Indikatoren abgeleitet, so dass mit einem erheblichen Verlust an Datenschärfe und Information zu rechnen ist. Mit anderen Worten, die vorgeschlagene Methode kann recht grob erscheinen. Allerdings unterscheiden selbst die bisher fortschrittlichsten Charakterisierungsfaktoren nur zwischen fünf Landnutzungsklassen und drei Managementebenen (Chaudhary und Brooks 2018). Ganz offensichtlich geht die Quantifizierung der Biodiversität in all ihren verschiedenen Aspekten und zugrundeliegenden Komplexitäten über einen einfachen Index oder Indikator hinaus – eine Tatsache, die bereits mehrfach in der Literatur erwähnt wurde (z.B. Morris et al. 2014, Curran et al. 2016).

Damit stellt die hier vorgestellte Methode eine Weiterentwicklung und ein anwendbares Instrument dar, das aus naturschutzfachlicher Sicht zwar nicht ideal, aber doch als richtungssicher und bereichernd angesehen werden kann.

7.2 LCA-Perspektive

Grundsätzlich erfüllt die in LC.biodiv.IA entwickelte und in diesem Bericht vorgestellte Methodik wesentliche Anforderungen an eine Impact-Assessment-Methode zur Anwendung innerhalb des methodischen Rahmens der Ökobilanz. Insbesondere die Anschlussfähigkeit an die Konventionen zum Umgang mit landnutzenden Prozessen ist für die Akzeptanz in der Fachcommunity relevant. Für die Akzeptanz im LCA-Alltag gibt es aus Sicht des Konsortiums vor allem zwei Erfolgsfaktoren: Zum einen das eindimensionale Ergebnis der komplexen Berechnung und zum anderen die Verfügbarkeit von Datensätzen für die wichtigsten Güter, die in quasi jeder LCA-Studie gebraucht werden. Der erste Punkt ist erfüllt, der zweite nur begrenzt.

In der Praxis der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen sind komplexe Wirkungskategorien grundsätzlich schwierig zu handhaben. Nicht von ungefähr kommt diese Studie in Kapitel 3.1 zum Schluss, dass trotz zahlreicher bereits vorgeschlagener Indikatoren zur Beurteilung von Biodiversität in Ökobilanzen bisher keinerlei Einigung der Wissenschaft und/oder Wirtschaft für einen methodischen Ansatz getroffen werden konnte. Die hier vorgeschlagene Methodik fügt sich in diese lange Liste ein und erhebt nicht den Anspruch, die beschriebenen Problematiken aufzulösen und den Königsweg bezüglich Biodiversität in Ökobilanzen zu liefern.

Die vergleichsweise große Anzahl an Parametern, die hier zum Einsatz kommen, unterstützen zwar die Zielsicherheit bei der Bewertung von Biodiversität (siehe vorausgehende Ausführungen), erfordern jedoch einen vergleichsweise hohen Aufwand an Datenerhebung. Auch hier gilt, dass der Mangel an globaler Datenverfügbarkeit für diese Messgrößen die

ad-hoc-Verwendung einschränkt. Doch ist es hier von Vorteil, dass sich einige Größen aus der Sachbilanz erschließen (z.B. Dünger- und Pestizideinsatz) und im Rahmen der LCA von z.B. Anbaubiomassen zu erheben sind. Für eine breitere Anwendung der Methodik wird die Erarbeitung von Default-Datensätzen für wesentliche Basisrohstoffe erforderlich sein.

8 Zukünftiger Forschungs- und Entwicklungsbedarf

8.1 Entwicklungsbedarf

Unter Entwicklungsbedarf versteht das Konsortium Arbeiten, die keine genuin neuen Fragestellungen aufwerfen und beantworten. Es geht mehr um die Ausformulierung von Lösungen, die sich bereits abzeichnen, die aber im Rahmen des Projekts LC.biodiv.IA nicht bearbeitet werden konnten. Hier lassen sich Arbeiten an der Methodik und Arbeiten zur Verbesserung der praktischen Anwendbarkeit unterscheiden.

Methodik

Die vorgestellte Methodik ist streng genommen nur für einige Kombinationen von Landnutzungsarten und Biomen gültig (siehe Kapitel 4.3). Zwar lässt sich plausibel annehmen, dass die Parametersets für die vier Landnutzungsarten sich zwischen Biomen nur wenig unterscheiden, aber diese Annahme sollte in weiteren Entwicklungsprojekten bestätigt oder korrigiert werden.

Der Entwicklungsbedarf besteht also darin, die in Tabelle 16 auf Seite 89 aufgestellte Matrix weiter zu füllen und schließlich für jedes Feld jeweils einen Parametersatz mit Beitragsfunktionen, Aggregationsvorschriften und Gewichtungsfaktoren zu entwickeln. Dazu bietet es sich an, zunächst die Matrixfelder zu identifizieren, die für die globale Industrie am relevantesten sind (sprich: die besonders viel Fläche belegen und besonders große Mengen Güter produzieren). Dann lässt sich ein Relevanzranking aufstellen und die Liste von oben abarbeiten. Nicht jedes Element der Berechnung muss neu erfunden werden – es reicht, die existierenden Berechnungsvorschriften zu überprüfen und ggf. anzupassen.

Zusätzlicher Entwicklungsbedarf zeichnet sich bei den im Projekt entwickelten Ecoregion Factors ab. Sie beruhen auf aktuellen Daten zum Stand der Biodiversität. Diese Daten beinhalten Indikatoren, die Auskunft über die Ausdehnung von Ökosystemen geben (Wald, Graslandschaften, Moore), sowie über die Gefährdung von Arten. Da diese Daten einer stetigen Veränderung unterliegen, ist es sinnvoll, sie in regelmäßigen Abständen zu überprüfen und ggf. zu erneuern.

Praktische Anwendbarkeit

In Kapitel 7.2 wird bereits auf LCA-Datensätze für Schlüsselprodukte verwiesen, die in den meisten LCA-Studien gebraucht werden. Dazu gehören beispielsweise fossile Energieträger, Erze der wichtigsten Metalle, die wichtigsten Feldfrüchte für Ernährung und stoffliche Verwendung, sowie Energie aus erneuerbaren Quellen (v.a. Solar- und Windparks). Für all diese Produkte lässt sich der Flächenzeitbedarf pro definierter Menge bestimmen. Wenn die Berechnungsvorschriften vorliegen, lässt sich die jeweilige Qualitätsdifferenz der beanspruchten Fläche errechnen. Wenn solche Datensätze in Zukunft in kommerziellen Datenbanken angeboten werden (bzw. die existierenden Datensätze konsistent um die Flächendimension erweitert werden), ist ein wesentlicher Schritt hin zur alltäglichen Anwendung der Biodiversitäts-Wirkungsabschätzung getan.

Dazu gehört auch die direkte Einbindung der Methodik in vorhandene und von der Industrie genutzte LCA-Software (wie etwa GaBi, Simapro, Umberto). Aus der Kombination aus LCA-Software und LCA-Datenbank ergibt sich das Potential zur einfachen Anwendung der Methode durch LCA-Anwender, die in Bezug auf die Biodiversität Laien sind.

Die Anwendung der Methode und Veröffentlichung in Fachzeitschriften stellt einen wichtigen Schritt zur Akzeptanz und Nutzung der Methode seitens der Wissenschaft dar. Daher wird empfohlen, in weiteren Schritten Fallstudien in kleineren und größeren Rahmen durchzuführen. Solche Fallstudien können nach und nach die oben angesprochenen Datensätze generieren. Gleichzeitig können wissenschaftlich begleitete Fallstudien die oben angesprochene Matrix von Landnutzungsarten und Biomen weiter ausfüllen.

8.2 Forschungsbedarf

Unter Forschungsbedarf versteht das Konsortium die Bearbeitung von Fragestellungen, die sich zwar an das Projekt LC.biodiv.IA anschließen, deren Formulierung aber eine komplexe Aufgabe für sich darstellt und für deren Bearbeitung wissenschaftliche Expertise nötig ist. Mehrere Entwicklungen zeichnen sich ab.

8.2.1 Urbane Biodiversität

Es ist zu überlegen, ob eine weitere Landnutzungsart Urban definiert werden soll. Mit der Landnutzungsart Bergbau (siehe Kapitel 4.2.4) werden Flächen adressiert, auf denen der Boden abgetragen wurde. Urbane Flächen wie Industriegebiete, Gewerbegebiete, Wohngebiete und Verkehrsflächen zeichnen sich im Gegensatz zu Bergbauflächen dadurch aus, dass der Boden versiegelt bzw. überbaut wurde. Auch sind die Parameter, die eine urbane Fläche in Bezug auf die Biodiversität auf- oder abwerten, vermutlich andere als im Bergbau.

Urbane Flächen nehmen im globalen Vergleich nicht so große Anteile der Erdoberfläche ein wie Forst- und Agrarflächen, insofern lässt sich die Relevanz dieser Landnutzungsart infrage stellen. Allerdings gibt es Weltregionen, in denen urbane Flächen durchaus das Landschaftsbild bestimmen; man denke etwa an das Ruhrgebiet, die großen russischen Industriegebiete in Izhewsk oder das chinesische Perflussdelta.

8.2.2 Landschaftlicher bzw. regionaler Kontext

Die Bewertung flächenwirksamer Eingriffe in die Umwelt außerhalb der LCA bezieht i.d.R. den räumlichen Kontext mit ein – maßgeblich etwa im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen und Strategischen Umweltprüfungen. Dabei ist die Bedeutung von „Kontext“ variabel: von einem Radius von 1000 m um die konkrete Fläche herum oder die ganze Ecoregion, in der die Fläche liegt. Auf einer extrem homogenen Agrarfläche findet sich eine gewisse Artenvielfalt, wenn Sie in einer ansonsten relativ naturnahen Landschaft liegt. Eine ansonsten nicht sehr wertvolle Wiese kann sehr hoch bewertet werden, wenn Sie für eine Schmetterlingsart das letzte Habitat in der Ecoregion darstellt (selbst wenn die Schmetterlingsart in benachbarten Ecoregions nicht selten ist).

Die hier vorgestellte Methode berücksichtigt bisher nur Eigenschaften und Management der bewerteten Fläche selbst. Den landschaftlichen bzw. regionalen Kontext mit in die Bewertung einzubeziehen ist durchaus denkbar, würde allerdings eine Anpassung der Rechenregeln erfordern. Beispielsweise könnte ein zusätzlicher Schritt eingefügt werden.

8.2.3 Aquatische Biodiversität

Derzeit bezieht sich die Methode ausschließlich auf terrestrische Biome. Es ist denkbar und wünschenswert, die Methodik auch auf die aquatische Biodiversität auszudehnen. Diese Aufgabe ist allerdings komplexer als die Extrapolation der existierenden Berechnungsvorschriften auf andere Landnutzungsarten und Biome.

Zunächst ist zwischen Süßwasser, Salzwasser und evtl. Brackwasser zu unterscheiden. Süßwasserbiome lassen sich weiter unterteilen in Fließgewässer (ggf. weiter in Ober- und Unterlauf) und Stehgewässer. Salzwasserbiome lassen sich weiter nach der Tiefe und Interaktion mit Land- bzw. Bodenstrukturen unterteilen; in Küstengewässer (ggf. Mangroven als separate Klasse), das oberflächennahe offene Meer, das tiefe offene Meer ohne Sonnenlicht, sowie den Meeresgrund.

Dazu kommt der formale Aspekt, dass insbesondere marine Biome nicht als Fläche betrachtet werden können, sondern eher als Volumen. Es stellt sich die Frage, ob es besser ist, eine Anschlussfähigkeit an die Konventionen zur Flächennutzung in der LCA zu erzwingen oder zugunsten einer neuen Methodik (für die erst noch um Akzeptanz geworben werden müsste) darauf zu verzichten.

8.2.4 Diffuse Wirkungen

Ein Wunsch, der in diversen Workshops sowohl von Naturschützern als auch von Industrievertretern geäußert wurde, ist die Abbildung diffuser Wirkungen auf die Biodiversität. Konkret wurde mehrfach der Klimawandel als ein Treiber von Biodiversitätsverlust genannt. Aber auch Wirkungen wie etwa Versauerung und Eutrophierung durch Abregnen von Schwefel- und Stickstoffverbindungen fallen in diese Kategorie. Diffuse Wirkungen zeichnet aus, dass sie in Summe durch viele einzelne, räumlich verteilte Emissionen hervorgerufen werden, und dass die direkte Kausalkette von einer konkreten Emission zu einer konkreten Wirkung nicht darstellbar ist.

Im Sinne der Ökobilanz könnten solche Wirkungen in Endpoint-Modellen abgebildet werden. Sowohl für Klimawandel als auch Versauerung und Eutrophierung stehen schon seit Jahren Endpoint-Modelle zur Verfügung, deren Präzision und Aussagekraft aber bezweifelt werden darf. Es ist denkbar, existierende Endpoint-Modelle so zu verändern, dass sie Biodiversitätswirkungen nach der hier vorgestellten Methode aufnehmen und mit den diffusen Wirkungen von Klimawandel, Versauerung und Eutrophierung verschneiden. Dazu sind voraussichtlich strukturelle Anpassungen sowohl an der Biodiversitätswirkungsabschätzung als auch an den betreffenden Endpoint-Modellen nötig.

8.2.5 Bewertung von Biodiversität

Ein wesentliches Element der hier vorgestellten Methodik ist, dass sie nur zum Teil auf die naturwissenschaftlich messbare Biodiversität abzielt und sehr stark den Wert betont, den die menschliche Gesellschaft der Biodiversität beimisst. Das Rechen-Framework enthält zentrale Elemente der Fuzzy Logic (siehe Lindner 2016, Lindner 2019a), mit denen linguistische Variablen wie beispielsweise „gut“ und „hochwertig“ numerisch gefasst werden. Trotzdem erwies es sich in der Vergangenheit als sehr schwierig, in Expertenrunden explizite normative Statements zu erarbeiten, die dann in der Methodik abgebildet werden könnten. Durch die Integration des Zielwerts Naturnähe (Hemerobieansatz nach Fehrenbach et al. 2015) ist eine durch die Literatur gedeckte normative Vorgabe gemacht. Der Begriff Hemerobie ist unter Naturschützern aber umstritten (siehe Kapitel 7.1) und zudem außer-

halb Deutschlands wenig bekannt.

Den normativen Anteil der Methodik auf eine sichere Basis zu stellen, würde ihre Akzeptanz auch in anderen Ländern stärken. Die Diskussion würde evtl. zivilgesellschaftlichen Akteuren wie etwa Naturschutzverbänden eine Gelegenheit bieten, ihre Vorstellungen von Naturschutz und Wertigkeit von Biodiversität in ein Tool zu integrieren (die LCA), welches in der Industrie beliebt ist und breite Anwendung erfährt.

Mit etwas Optimismus ist auch die Entfesselung einer gesellschaftlichen Diskussion denkbar, in der die Verantwortungsdiffusion zwischen Exekutive und Wissenschaft im Dialog überbrückt wird und die zu einer fundierten, aber auch bewusst gewollten Position führt.

9 Über die Autoren

Prof. Dr.-Ing. Jan Paul Lindner

Jan Paul Lindner ist Professor für Nachhaltigkeit im Ingenieurwesen an der Hochschule Bochum sowie Wissenschaftler in der Abteilung Ganzheitliche Bilanzierung des Fraunhofer IBP. Seit über 15 Jahren beschäftigt er sich mit Ökobilanzierung und insbesondere mit der Methodenentwicklung im Bereich der Wirkungsabschätzung landnutzender Prozesse. In beratender Funktion unterstützt er Unternehmen beim strategischen Produkt- und Umweltmanagement. Als Forscher begleitet er europäische und nationale Technologieentwicklungsprojekte. Als Entwickler von Methoden geht auf ihn u.a. die Potentialfeldmethode zurück, auf der die in diesem Bericht vorgestellte Methode aufbaut.

Dr. Lisa Winter

Dr.-Ing. Lisa Winter ist Umweltingenieurin und Umweltberaterin. Sie verfügt über langjährige Erfahrung im Bereich Naturschutz und Umweltschutz auf akademischer/wissenschaftlicher Basis als auch in Zusammenarbeit mit privatwirtschaftlichen Unternehmen. Ihre Schwerpunkte liegen in der Bewertung von Umweltauswirkungen verschiedenster Produkte und Dienstleistungen, sowie der Bereitstellung von Handlungsempfehlungen für nachhaltige Entwicklung. Im speziellen beschäftigte sie sich intensiv mit dem Schutz der biologischen Vielfalt. Darauf bezogen, erstellte sie Ihre Promotion im Bereich Life Cycle Impact Assessment mit dem Schwerpunkt der Wirkungsanalysemethodik bezogen auf Biodiversität. Von 2014 bis 2019 arbeitete sie als Wissenschaftlerin und in der Lehre an der Technischen Universität Berlin mit nationalen und internationalen Projektpartnern. Im Laufe dieser Zeit bearbeitete sie sowohl Projekte der öffentlichen Hand, als auch Projekte des privatwirtschaftlichen Bereiches. Seit 2020 arbeitet sie als Consultant bei Intep Integrale Planung GmbH.

Dipl.-Biol. Horst Fehrenbach

Horst Fehrenbach, Dipl.-Biol. arbeitet seit 1991 am ifeu und leitet dort seit 2017 den Fachbereich Ressourcen und das Team nachhaltige Biomasse. Fachlich umfassen seine Arbeitsschwerpunkte neben der Durchführung von Ökobilanzen und Nachhaltigkeitsbewertungen vor allem auch die Entwicklung von entsprechenden Bewertungsmethoden, z.B. die Berücksichtigung von Naturnähekriterien und Biodiversität von Flächen für Ökobilanzen (Hemerobie-Konzept). In verschiedenen Projekten entwickelt er das Thema der Nachhaltigkeitsbewertung für Biomassennutzung weiter und berät dabei auch Bundes- und Landesministerien, sowie die EU-Kommission. Er ist Obmann in den DIN-Ausschüssen zu „Nachhaltigkeitskriterien für Biomasse“ und „Carbon Footprint für Produkte“, sowie den internationalen Spiegelgremien.

Dr. Mascha Bischoff

Als promovierte Ökologin im Bereich Biodiversität ist Dr. Mascha Bischoff seit einigen Jahren am ifeu in verschiedenen Projekten als freie Beraterin eingebunden. Im Rahmen ihrer universitären Forschungs- und Lehrtätigkeit hat sie von 2005 bis 2013 im Ausland gearbeitet (Promotion University of Otago, Neuseeland 2005-2009, Postdoctoral Researcher University of California Irvine und Cornell University, USA 2009-2013). Seit 2015 ist sie am Fachbereich Biologie der TU Darmstadt als Dozentin für Pflanzenökologie und Chemische Ökologie beschäftigt. Aktuell befasst sie sich mit der Erforschung von tritropischen Interaktionen zwischen bestäubenden Insekten, Phytopathogenen und Wirtspflanzen im Obstbau, auch unter Berücksichtigung des Klimawandels.

M.Sc. Judith Blömer

Judith Blömer hat für ihre 2019 abgeschlossene und vom ifeu betreute Masterarbeit zum Thema „Anwendung und Erweiterung des Konzeptes der Hemerobie zur Integration von Landnutzung in Ökobilanzen“ an der Universität Duisburg-Essen durchgeführt. Sie hat dabei auch die Verknüpfungsmöglichkeiten von Daten der Bundeswaldinventur (BWI3) mit dem Hemerobiekonzept für Waldökosysteme weiterentwickelt. Sie arbeitet heute im Umweltamt der Stadt Düsseldorf.

M.A. B.Sc. Eva Knüpffer

Eva Knüpffer hat einen Magister-Abschluss in Politikwissenschaft und einen Bachelor-Abschluss in Agrarwissenschaften. Sie arbeitet seit 2014 als wissenschaftliche Mitarbeiterin und Projektleiterin in der Gruppe "Werkstoffe und Produktsysteme" der Abteilung Ganzheitliche Bilanzierung (GaBi) am Fraunhofer-Institut für Bauphysik (IBP). Ihr Arbeitsschwerpunkt liegt im Forschungsbereich Bioökonomie, z.B. Nachhaltigkeitsbewertungen von Lebensmitteln, Futtermitteln, Biokunststoffen und Biokraftstoffen. Dazu gehören Aspekte der Landnutzung, des Pflanzenbaumanagements, der Verarbeitung und der Nutzung.

10 Literaturverzeichnis

10.1 A-B

- Agusdinata, D. B., Liu, W., Eakin, H., Romero, H. (2018). Socio-environmental impacts of lithium mineral extraction: towards a research agenda. *Environmental Research Letters* 13 (12). doi:10.1088/1748-9326/aae9b1
- Bach, V., Berger, M., Finogenova, N., Finkbeiner, M. (2017): Assessing the Availability of Terrestrial Biotic Materials in Product Systems (BIRD), *Sustainability*, 9(1), 137, doi:10.3390/su9010137.
- Bach, V., Berger, M., Forin, S., Finkbeiner, M. (2018), Comprehensive approach for evaluating different resource types – Case study of abiotic and biotic resource use assessment methodologies, *Ecological Indicators*, 87, p: 314–322, doi: 10.1016/j.ecolind.2017.12.049
- Batary, P., Dicks, L.V., Kleijn, D., Sutherland, W.J. (2015) The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology* 2015, 29 (4), 1006–1016.
- BBOP - Business and Biodiversity Offsets Programme (2012): Guidance Notes to the Standard on Biodiversity Offsets; Washington, D.C. Forest Trends 2009; [BBOP](#). Letzter Zugriff am 20.2.2020
- Beck, T.; Bos, U.; Wittstock, B.; Baitz, M.; Fischer, M.; Sedlbauer, K. (2010): LANCA. Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment. Stuttgart: Fraunhofer Verlag
- Berger M., S. Eisner, R. van der Ent, M. Flörke, A. Link, J. Poligkeit, V. Bach, and M. Finkbeiner (2018) 'Enhancing the Water Accounting and Vulnerability Evaluation Model: WAVE+'. *Environmental Science & Technology* 52 (18): 10757–66. doi:10.1021/acs.est.7b05164
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2014): Erfassungsanleitung für den HNV-Farmland-Indikator Version 5 Stand 2014
- BfN (2005): Gebietsfremde Arten - Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz; Skript 128
- BfN (2015): Artenschutz-Report 2015 - Tiere und Pflanzen in Deutschland; [Link](#). Letzter Zugriff 30.3.2020
- Blagoeva, D. T., Aves Dias P., Marmier A., Pavel Claudiu C. (2016). Assessment of potential bottlenecks along the materials supply chain for the future deployment of low-carbon energy and transport technologies in the EU
- Biedermann, U., Werking-Radtke, J., Woike, M., König, H. (2008): Numerische Bewertung von Biotoptypen für die Eingriffsregelung in NRW. LANUV - Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen 2008
- BIfA / IFEU / Flo-Pak (2002): Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. Polystyrol; gefördert von der DBU; DBU-Az. 04763; 2002
- BMEL (2016): Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
- BMEL (2016): Der Wald in Deutschland. Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. [Link](#). Letzter Zugriff 5.1.2020
- BMEL (2017): Waldbericht der Bundesregierung 2017 [Link](#)

BMUB (2015): Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt; Kabinettsbeschluss vom 4. Februar 2015.

Bos, U., Horn, R., Beck, T., Lindner, J. P., Fischer, M. (2016): LANCA. Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment, Version 2.0. Stuttgart: Fraunhofer Verlag

Butcher, B.; Carey, P.; Edmonds, B.; Norton, L.; Treweek, J. (2018): Introducing the UK Habitat Classification – Updating Our Approach to Habitat Survey, Monitoring and Assessment. In practice. Bulletin of the Chartered Institute of Ecology and Environmental Management. Issue 100. June 2018. [Link](#) Zugegriffen 25.6.2020

Brethauer, L., Lindner, J.P. (2013): Development of a method for assessing location characteristics concerning biodiversity in LCA (Poster), in: 26th International Conference on Efficiency, Cost, Optimization, Simulation and Environmental Impact of Energy Systems, ECOS 2013, 16 July 2013 through 19 July 2013. Guilin, China

Bruns, E. (2007): Bewertungs- und Bilanzierungsmethoden in der Eingriffsregelung. Analyse und Systematisierung von Verfahren und Vorgehensweisen des Bundes und der Länder. Berlin 2007 [Link](#). Letzter Zugriff 30.3.2020

10.2 C-E

CBD/CEA - Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Netherlands Commission for Environmental Assessment: Biodiversity in Impact Assessment, Background Document to CBD Decision VIII/28: Voluntary Guide-lines on Biodiversity-Inclusive Impact Assessment, Montreal, Canada, 2006 [Link](#) Letzter Zugriff 25.5.2020

Curran, M., Maia de Souza, D., Antón, A., Teixeira, R.F.M., Michelsen, O., Vidal-Legaz, B., Sala, S., Milà i Canals, L. (2016): How Well Does LCA Model Land Use Impacts on Biodiversity?—A Comparison with Approaches from Ecology and Conservation. Environ. Sci. Technol. 50, 2782–2795. [Link](#)

Crosher, Ian & B, Susannah & D, Max & Heydon, Matthew & D, Lauren & Scott, Sarah & Stone, Dave & White, Nick & Panks, Stephen. (2019). The Biodiversity Metric 2.0: auditing and accounting for biodiversity value. User guide (Beta Version, July 2019). 10.13140/RG.2.2.29888.69123.

Detzel, A., Kauertz, B., Grahl, B., Heinisch, J. (2016): Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen; im Auftrag des Umweltbundesamts, FKZ 3711 92 315; Texte 19/2016

Deutsche Rohstoffagentur (2018). DERA Rohstoffinformation Nr. 36: Rohstoffrisikobewertung Kobalt. [Link](#). Letzter Zugriff 12. September 2019.

DIN EN ISO 14040 2009. Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen. Deutsches Institut für Normung e.V. Beuth Verlag GmbH, Berlin. Oktober 2006

DIN EN ISO 14044 2006. Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen. Deutsches Institut für Normung e.V. Beuth Verlag GmbH, Berlin. Oktober 2006

EEA – Europäische Umweltagentur: Streamlining European biodiversity indicators 2020: Building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process; EEA Technical report No 11/2012 <https://www.eea.europa.eu/publications/streamlining-european-biodiversity-indicators-2020>

Embassy of India, Chile (2019). Survey of Lithium Market - Chile. [Link](#). Letzter Zugriff 12. September 2019

EU - RICHTLINIE 92/ 43 /EWG DES RATES vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürli-

chen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen

EU – Europäische Union: Die Biodiversitätsstrategie der EU bis 2020; doi: 10.2779/38741 Europäische Union, 2011. [Link](#). Letzter Zugriff 30.3.2020

EU - Europäische Union: MAES - Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020 2nd Report – Final, February 2014

10.3 F-I

Fehrenbach, H., Grahl, B., Giegrich, J., Busch, M. (2015): Hemeroby as an impact category indicator for the integration of land use into life cycle (impact) assessment; DOI 10.1007/s11367-015-0955-y; 2015a

Fehrenbach, H., Köppen, S., Markwardt, S. (2016): BioEm - Aktualisierung der Eingangsdaten und Emissionsbilanzen wesentlicher biogener Energienutzungspfade; FKZ 28232; Umweltbundesamt; Texte 09/2016

Fehrenbach, H. (2000): Operationalisierung der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung unter besonderer Berücksichtigung landwirtschaftlich genutzter Flächen; Arbeitspapier des IFEU-Instituts, Heidelberg 2000; [Link](#). Letzter Zugriff 30.3.2020

Flexer, V., Baspineiro, C. F., Galli, C. I. (2018): Lithium recovery from brines: A vital raw material for green energies with a potential environmental impact in its mining and processing. *The Science of the total environment* 639, 1188–1204. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.05.223

Föst, P. (2018): Biodiversitätswirkung der Bereitstellung von Batterierohstoffen. Masterarbeit. Bochum. 2019

Frost, G. V., Epstein, H. E. (2014): Tall shrub and tree expansion in Siberian tundra ecotones since the 1960s. *Global change biology* 20 (4), 1264–1277. doi:10.1111/gcb.12406

Frost, P. (1996). The ecology of miombo woodlands

Giegrich, J., Sturm, K. (1996): Operationalisierung der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung; proposal of methodology; conducted in the research project „Ökologischer Vergleich graphischer Papiere“, Heidelberg, August 1996

Glencore plc. (2017): Annual Report. [Link](#). Letzter Zugriff: 12. September 2019.

Google Maps. (2019). [Link](#). Letzter Zugriff: 12. September 2019.

Halada, L.; Evans, D.; Romao, C.; Petersen, J.-E. (2011): Which habitats of European importance depend on agricultural practices? *Biodiversity and Conservation* 20(11), 2365–2378.

Ibisch, P.L., Hoffmann, M.T., Kreft, S., Pe, G., Kati, V., Biberfreundenberger, L., Dellasala, D.A., Vale, M.M., Hobson, P.R., Selva, N. (2016): A global map of roadless areas and their conservation status. *Science* Vol. 354, Issue 6318, pp. 1423-1427. [Link](#)

10.4 J-M

Jacob, F., Andreae H. (2013): Medizin für den Wald. Bundesweites Fachkolloquium zur Bodenschutzkalkung in Dresden. *AFZ-Der Wald* 68: 4–8

Jalas, J. (1955): Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. – *Acta Soc. Flora Fauna Fennica* 72: S. 1-15

- Klöpffer, W.; Renner, I. (1995) Methodik der Wirkungsbilanz von Produkt Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien. UBA-Texte 23/95; Berlin, 1995
- Koellner, T.; de Baan, L.; Beck, T.; Brandão, M.; Civit, B.; Margni, M.; i Canals, L.M.; Saad, R.; de Souza, D.M.; Müller-Wenk, R. UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 2013, 18 (6), 1188–1202.
- Kowarik, I. (1999): Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien; in Kohnold, W.; Böcker, R.; Hampicke, U. (1999) *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege – ecomed*, Landsberg
- Kuipers, K.J.J., Hellweg, S., Veronesi, F. (2019): Potential Consequences of Regional Species Loss for Global Species Richness: A Quantitative Approach for Estimating Global Extinction Probabilities. *Environ. Sci. Technol.* 53, 4728–4738. [Link](#)
- Layke, C. (2009): *Measuring Nature's Benefits: A Preliminary Roadmap for Improving Ecosystem Service Indicators*. WRI Working Paper. World Resources Institute, Washington DC. 2009 [Link](#). Letzter Zugriff 25.6.2020
- Leopoldina, acatech – Deutsche Akademie der Technikwissenschaften, Union der deutschen Akademien der Wissenschaften (2018): *Artenrückgang in der Agrarlandschaft: Was wissen wir und was können wir tun?* Halle (Saale). [Link](#). Letzter Zugriff 30.3.2020
- LfU - Landesamt für Umwelt Bayern (2001): *Eingriffsregelung auf der Ebene der Flächennutzungs- und Landschaftsplanung*. Merkblätter zur Landschaftspflege und zum Naturschutz Vol. 3.5, 2001
- Lindner, J. P. (2008): *Development of an indicator for biodiversity consideration in Life Cycle Assessment*. Diplomarbeit, Universität Stuttgart
- Lindner, J.P. (2016): *Quantitative Darstellung der Wirkungen Landnutzender Prozesse auf die Biodiversität in Ökobilanzen*; Fraunhofer Verlag: Stuttgart, Germany
- Lindner, J.P., Eberle, U., Schmincke, E., Luick, R., Niblick, B., Brethauer, L., Knüpffer, E., Beck, T., Schwendt, P., Schestak, I. und Arana, D. (2019a): *Biodiversität in Ökobilanzen*. Abschlussbericht des F+E-Vorhabens „Weiterentwicklung der Ökobilanzen durch Integration der Biodiversitätsauswirkungen von Produkten“ (FKZ 3511 82 3100). Bonn - Bad Godesberg 2019. ISBN 978-3-89624-265-5; DOI 10.19217/skr528
- Lindner, J.P., Fehrenbach, H., Winter, L., Bloemer, J., Knüpffer, E. (2019b) *Valuing Biodiversity in Life Cycle Impact Assessment*. *Sustainability* 11 (20), 5628. DOI: 10.3390/su11205628
- Marazuela, M. A., Vázquez-Suñé, E., Ayora, C., García-Gil, A., Palma, T. (2019). The effect of brine pumping on the natural hydrodynamics of the Salar de Atacama: The damping capacity of salt flats. *The Science of the total environment* 654, 1118–1131. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.11.196
- Mees, F., Masalehdani, M.N.N., Putter, T. de, D'Hollander, C., van Biezen, E., Mujinya, B. B., Potdevin, J. L., van Ranst, E. (2013): Concentrations and forms of heavy metals around two ore processing sites in Katanga, Democratic Republic of Congo. *Journal of African Earth Sciences* 77, 22–30. doi:10.1016/j.jafrearsci.2012.09.008
- Michelsen, Ottar (2008): *Assessment of land use impact on biodiversity. Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway*. In *Int J Life Cycle Assess.* DOI: 10.1065/lca2007.04.316
- Mikosch, N., Becker, R., Schelter, L., Berger, M., Usman, M., Finkbeiner, M., 2020. High

resolution water scarcity analysis for cotton cultivation areas in Punjab, Pakistan. *Ecol. Indic.* 109, 105852. [Link](#)

Milà i Canals, L.; Bauer, C.; Depestele, J.; Dubruil, A.; Knuchel, R.F.; Gaillard, G.; Michelsen, O.; Müller-Wenk, R.; Rydgren, B. Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA (11 pp). *Int. J. Life Cycle Assess.* 2007, 12 (5), 5–15.

Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and human well-being. Biodiversity Synthesis. Washington D.C.: Island Press.

Morris, E. K.; Caruso, T.; Buscot, F.; Fischer, M.; Hancock, C.; Maier, T.S.; Meiners, T.; Müller, C.; Obermaier, E.; Prati, D.; Socher, A.S.; Sonnemann, I.; Wäschke, N.; Wubet, T.; Wurst, S.; Rillig, M.C. (2014): Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecol. Evol.* 2014, 4(18), 3514– 3524

Munk, L. A., Boutt, D. F., Hynek, S. A., Moran, B. J. (2018): Hydrogeochemical fluxes and processes contributing to the formation of lithium-enriched brines in a hyper-arid continental basin. *Chemical Geology* 493, 37–57. doi:10.1016/j.chemgeo.2018.05.013

10.5 N-P

Natural England (2019): [Link](#) Letzter Zugriff 25.6.2020

NSW Department of Planning, Industry and Environment (2020) How the Biodiversity Offsets Scheme works. [Link](#). Letzter Zugriff 20.02.2020

NÖ (1996): Sonderrichtlinie des Bundeslandes Niederösterreich zur Förderung von besonderen Extensivnutzungsleistungen und ökologischen Leistungen von landwirtschaftlichen Betrieben in Niederösterreich „Regionalprogramm Ökopunkte“, Amt der NÖ Landesregierung, Wien, September 1996

Norilsk Nickel. (2017): Annual report. [Link](#). Letzter Zugriff 12. September 2019.

Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P., Kassem, K.R. (2001): Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *Bioscience* 51, 933.

Penman, T.D., Law, B.S., Ximenes, F. (2010): A proposal for accounting for biodiversity in life cycle assessment. *Biodivers. Conserv.* 19, 3245–3254. [Link](#)

Perennes, M. (2017): Using local ecosystem indicators to determine land use impacts on biodiversity: A case study in Baden-Württemberg; Masterarbeit an der Universität Bayreuth, 2017

Pourret, O., Lange, B., Bonhoure, J., Colinet, G., Decrée, S., Mahy, G., Séleck, M., Shutcha, M. & Faucon, M.-P. (2016): Assessment of soil metal distribution and environmental impact of mining in Katanga (Democratic Republic of Congo). *Applied Geochemistry* 64, 43–55. doi:10.1016/j.apgeochem. 2015.07.012

10.6 R-S

Rayment, M.; Haines, R.; McNeil, D.; Conway, M.; Tucker, G. and Underwood, E. (2014) Study on specific design elements of biodiversity offsets: Biodiversity metrics and mechanisms for securing long term conservation benefits. DG ENVIRONMENT:ENV.B.2/ETU/2013/0060r. [Link](#). Letzter Zugriff 18.02.2020

Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Swirsky Gold, L., Huijbregts, M.A., Joillet, O., Juraske,

R., Koehler, A., Larsen, H.F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T.E., Payet, J., Schuhmacher, M., van de Meent, D., Hauschild, M.Z. (2008): USEtox – the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 532. DOI: 10.1007/s11367-008-0038-4

Riedel T., Hennig P., Kroihner F., Polley H., Schmitz F., Schwitzgebel F. (2017): Die dritte Bundeswaldinventur (BWI 2012). *Inventur- und Auswertemethoden*, 124 S

Schmitz, S.; Paulini, I. (1999): Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043 (Version ´99). *Umweltbundesamt Texte | 92/1999*. [Link](#) Letzter Zugriff 25.6.2020

Secretary of the Convention on Biological Diversity (SCBD) (2014): *Global Biodiversity Outlook 4*. Montréal, Canada

Sociedad Química y Minera de Chile S.A. (2018): *Annual Report 2018*. [Link](#). Letzter Zugriff 12. September 2019

Sociedad Química y Minera de Chile S.A. (2018): *Sustainability Report*. [Link](#). Letzter Zugriff 12. September 2019

Suck, R.; Bushart, M.; Hofmann, G.; Schröder, L. (2014): *Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation Deutschlands. Band I Grundeinheiten*. Hg. v. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg (BfN-Skripten, 348)

Sukopp, H. (1972): *Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen*. *Berichte über Landwirtschaft* 50 S. 112-139

10.7 T-Z

Talison Lithium Australia Pty Ltd. *Greenbushes Lithium Mine Expansion*. *Environmental Referral additional Information*. [Link](#) Letzter Zugriff 25.6.2020

TEEB: *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington, 2010

Thünen (2018): *Bodenzustandserhebung im Wald – Dokumentation und Harmonisierung der Methoden*; Thünen Working Paper 97; [Link](#). Letzter Zugriff 30.3.2020

Tiedemann, A., Böttcher-Tiedemann, C., Buschardt, A., Georgi, B., Giersberg, G., Goosmann, G., Gregor, H.-D., Mehlhorn, B., Modi, A., Neitzel, H., Oels, H.-J., Schmitz, S., Suhr, M. (2000): *Ökobilanzen für graphische Papiere*. Umweltbundesamt (German Federal Environmental Agency); Berlin; UBA Texte 22/2000
[Link](#)

UBA – Umweltbundesamt (1999): *Bewertung in Ökobilanzen; Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043*; UBA Texte 92/99

Vaissiere, A. et al. (2018): *France*. in *Biodiversity Offsets: European Perspectives on No Net Loss of Biodiversity and Ecosystem Services*. Eds: Wolfgang Wende, Graham - M. Tucker, Fabien Quétier, Matt Rayment, Marianne Darbi. 10.1007/978-3-319-72581-9

VDI-Richtlinie 4800, Blatt 2: *Ressourceneffizienz -Bewertung des Rohstoffaufwands*; Beuth-Verlag; März 2018

Villagrán, C., Armesto, J. J. & Kalin Arroyo, M. T. (1981). *Vegetation in a high Andean transect between Turi and Cerro León in Northern Chile*. *Vegetatio* volume 48, pages3–

16(1981)

- Vogel, P., Breuning, T. (2005): Bewertung der Biotoptypen Baden-Württembergs zur Bestimmung des Kompensationsbedarfs in der Eingriffsregelung; Institut für Botanik und Landschaftskunde, im Auftrag der LfU Baden-Württemberg, 2005 [Link](#) Letzter Zugriff 25.6.2020
- Wanger, T. C. (2011): The Lithium future-resources, recycling, and the environment. *Conservation Letters* 4 (3), 202–206. doi:10.1111/j.1755-263X.2011.00166.x
- Westphal, C. Sturm, K. (1995): Ökobilanz Waldwirtschaft - Teilbericht zu Gesamtökologischer Vergleich graphischer Papiere; in: Giegrich, J., Sturm, K. (1996): Operationalisierung der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung; proposal of methodology; conducted in the research project „Ökologischer Vergleich graphischer Papiere“, Heidelberg, August 1996
- Winter, L., Berger, M., Minkov, N., Finkbeiner, M. (2017 a): Analysing the Impacts of Various Environmental Parameters on the Biodiversity Status of Major Habitats. *Sustainability* 9, 1775. [Link](#)
- Winter, L., Lehmann, A., Finogenova, N., Finkbeiner, M. (2017a): Including biodiversity in life cycle assessment - State of the art, gaps and research needs. *Environ. Impact Assess. Rev.* 67, 88–100. [Link](#)
- Winter, L., Pflugmacher, S., Berger, M., Finkbeiner, M. (2018): Biodiversity impact assessment (BIA+) - methodological framework for screening biodiversity. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 14, 282–297. [Link](#)
- Winter, L., Pflugmacher, S., Berger, M., Finkbeiner, M. (2019): Feasibility of applying the biodiversity impact assessment method BIA+: A case study on freshwater biodiversity impacts resulting from phosphorus and 1,4-DCB emitted during the biodiesel production. *Ecol. Indic.* 102, 666–672. [Link](#)
- WWF, 2014. Baumwolle aus Pakistan 1–3
- WWF, 2016. Ecoregions. [Link](#). Letzter Zugriff 6.16.16

11 Anhang

Tabelle 34: Übersicht über die Ecoregion Factors

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|--------|--|------------------|
| PA0432 | Po Basin mixed forests | 1.0 |
| NA0804 | Central forest-grasslands transition | 1.3 |
| NA0410 | New England-Acadian forests | 1.3 |
| NA1112 | Kalaallit Nunaat high arctic tundra | 1.5 |
| NA0811 | Northern short grasslands | 1.6 |
| NT0220 | Lesser Antillean dry forests | 2.1 |
| NT0226 | Puerto Rican dry forests | 2.2 |
| NA0415 | Upper Midwest forest-savanna transition | 2.2 |
| NA0409 | Mississippi lowland forests | 2.3 |
| IM0125 | Maldives-Lakshadweep-Chagos Archipelago tropical moist forests | 2.5 |
| NA0806 | Edwards Plateau savanna | 2.6 |
| PA0421 | English Lowlands beech forests | 2.7 |
| NA0408 | Gulf of St. Lawrence lowland forests | 2.7 |
| PA0904 | Nile Delta flooded savanna | 2.7 |
| NA0812 | Northern tall grasslands | 2.8 |
| PA0425 | Madeira evergreen forests | 3.0 |
| NA1113 | Kalaallit Nunaat low arctic tundra | 3.0 |
| NA0406 | Eastern forest-boreal transition | 3.0 |
| PA1203 | Canary Islands dry woodlands and forests | 3.1 |
| PA0405 | Baltic mixed forests | 3.1 |
| PA0402 | Atlantic mixed forests | 3.1 |
| PA1219 | Southeastern Iberian shrubs and woodlands | 3.2 |
| NA0517 | Middle Atlantic coastal forests | 3.2 |
| NA0404 | Central U.S. hardwood forests | 3.2 |
| NA0511 | Colorado Rockies forests | 3.3 |
| NA0801 | California Central Valley grasslands | 3.3 |
| NT1305 | Caribbean shrublands | 3.3 |
| PA1211 | Italian sclerophyllous and semi-deciduous forests | 3.3 |
| NT0903 | Enriquillo wetlands | 3.4 |
| NA0805 | Central tall grasslands | 3.4 |
| IM0204 | East Deccan dry-evergreen forests | 3.4 |
| NA0402 | Appalachian mixed mesophytic forests | 3.4 |
| PA0445 | Western European broadleaf forests | 3.6 |
| IM0107 | Chao Phraya freshwater swamp forests | 3.7 |
| IM0147 | Red River freshwater swamp forests | 3.7 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|--|-------------------------|
| AT1306 | Gulf of Oman desert and semi-desert | 3.7 |
| IM0162 | Sundarbans freshwater swamp forests | 3.7 |
| NA0414 | Southern Great Lakes forests | 3.8 |
| PA1323 | Persian Gulf desert and semi-desert | 3.8 |
| PA1304 | Atlantic coastal desert | 3.8 |
| AT1304 | Eritrean coastal desert | 3.9 |
| NA0407 | Eastern Great Lakes lowland forests | 3.9 |
| NA0417 | Willamette Valley forests | 3.9 |
| PA0427 | Nihonkai evergreen forests | 3.9 |
| AT1318 | Socotra Island xeric shrublands | 3.9 |
| PA1215 | Northeastern Spain and Southern France Mediterranean forests | 3.9 |
| AT0801 | Al Hajar montane woodlands | 3.9 |
| NA0520 | Northern Pacific coastal forests | 4.0 |
| PA0409 | Celtic broadleaf forests | 4.0 |
| PA0440 | Taiheiyo evergreen forests | 4.0 |
| NA0508 | Central and Southern Cascades forests | 4.0 |
| AT1302 | Arabian Peninsula coastal fog desert | 4.0 |
| PA1101 | Arctic desert | 4.0 |
| PA0442 | Tarim Basin deciduous forests and steppe | 4.0 |
| PA0423 | Hokkaido deciduous forests | 4.1 |
| IM1401 | Goadavari-Krishna mangroves | 4.1 |
| IM0170 | Nansei Islands subtropical evergreen forests | 4.1 |
| NA0401 | Allegheny Highlands forests | 4.1 |
| NA0507 | Cascade Mountains leeward forests | 4.1 |
| NA0522 | Okanagan dry forests | 4.1 |
| PA1222 | Tyrrhenian-Adriatic sclerophyllous and mixed forests | 4.1 |
| PA1324 | Qaidam Basin semi-desert | 4.2 |
| PA1325 | Red Sea Nubo-Sindian tropical desert and semi-desert | 4.2 |
| NA0413 | Southeastern mixed forests | 4.2 |
| NA0807 | Flint Hills tall grasslands | 4.2 |
| NT1303 | Atacama desert | 4.2 |
| NA0808 | Montana Valley and Foothill grasslands | 4.2 |
| PA1205 | Crete Mediterranean forests | 4.2 |
| PA1330 | Taklimakan desert | 4.2 |
| NA0405 | East Central Texas forests | 4.2 |
| PA0441 | Taiheiyo montane deciduous forests | 4.3 |
| PA1327 | Sahara desert | 4.3 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|---|-------------------------|
| PA1326 | Registan-North Pakistan sandy desert | 4.3 |
| OC0702 | Hawaii tropical low shrublands | 4.3 |
| AT1315 | Namib desert | 4.3 |
| NA0526 | Sierra Juarez and San Pedro Martir pine-oak forests | 4.3 |
| IM0166 | Upper Gangetic Plains moist deciduous forests | 4.3 |
| NA0813 | Palouse grasslands | 4.4 |
| NA0802 | Canadian Aspen forests and parklands | 4.4 |
| NT0216 | Islas Revillagigedo dry forests | 4.4 |
| AT1310 | Kaokoveld desert | 4.4 |
| NT0155 | Puerto Rican moist forests | 4.4 |
| PA1329 | South Saharan steppe and woodlands | 4.4 |
| PA1206 | Cyprus Mediterranean forests | 4.4 |
| PA1009 | Kuh Rud and Eastern Iran montane woodlands | 4.4 |
| NA0416 | Western Great Lakes forests | 4.4 |
| IM0120 | Lower Gangetic Plains moist deciduous forests | 4.5 |
| PA0401 | Appenine deciduous montane forests | 4.5 |
| PA1302 | Alashan Plateau semi-desert | 4.5 |
| NA1313 | Wyoming Basin shrub steppe | 4.5 |
| PA0412 | Central European mixed forests | 4.5 |
| IM0142 | Orissa semi-evergreen forests | 4.5 |
| PA1319 | Kopet Dag semi-desert | 4.5 |
| NA0412 | Ozark Mountain forests | 4.5 |
| IM1403 | Indus River Delta-Arabian Sea mangroves | 4.6 |
| PA1321 | North Saharan steppe and woodlands | 4.6 |
| PA1315 | Gobi Lakes Valley desert steppe | 4.6 |
| PA1303 | Arabian Desert and East Sahero-Arabian xeric shrublands | 4.6 |
| AT1321 | Southwestern Arabian montane woodlands | 4.6 |
| PA1210 | Illyrian deciduous forests | 4.6 |
| PA1218 | South Appenine mixed montane forests | 4.6 |
| NA1201 | California coastal sage and chaparral | 4.6 |
| AT1303 | East Saharan montane xeric woodlands | 4.6 |
| PA0431 | Pannonian mixed forests | 4.6 |
| NT0179 | Windward Islands moist forests | 4.7 |
| PA0406 | Cantabrian mixed forests | 4.7 |
| PA0439 | Southern Korea evergreen forests | 4.7 |
| NA0403 | Appalachian-Blue Ridge forests | 4.7 |
| PA1312 | Central Asian southern desert | 4.7 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|--|-------------------------|
| IM0124 | Malabar Coast moist forests | 4.7 |
| PA1328 | South Iran Nubo-Sindian desert and semi-desert | 4.7 |
| PA1317 | Junggar Basin semi-desert | 4.7 |
| PA0501 | Alps conifer and mixed forests | 4.7 |
| PA0428 | Nihonkai montane deciduous forests | 4.8 |
| NA0502 | Alberta-British Columbia foothills forests | 4.8 |
| PA1014 | Pamir alpine desert and tundra | 4.8 |
| AT1320 | Southwestern Arabian foothills savanna | 4.8 |
| NA0503 | Arizona Mountains forests | 4.8 |
| IM1402 | Indochina mangroves | 4.9 |
| PA1310 | Central Asian northern desert | 4.9 |
| NA0701 | Western Gulf Coastal grasslands | 5.0 |
| PA1313 | Central Persian desert basins | 5.0 |
| PA1011 | North Tibetan Plateau-Kunlun Mountains alpine desert | 5.0 |
| PA0511 | Honshu alpine conifer forests | 5.0 |
| NA0803 | Central and Southern mixed grasslands | 5.0 |
| PA0510 | Hokkaido montane conifer forests | 5.0 |
| PA1113 | Wrangel Island arctic desert | 5.1 |
| PA0416 | Crimean Submediterranean forest complex | 5.1 |
| NT0218 | Jamaican dry forests | 5.1 |
| NA1103 | Arctic coastal tundra | 5.1 |
| IM1303 | Northwestern thorn scrub forests | 5.1 |
| NA0506 | British Columbia mainland coastal forests | 5.1 |
| PA1221 | Southwest Iberian Mediterranean sclerophyllous and mixed forests | 5.2 |
| AA1206 | Mount Lofty woodlands | 5.2 |
| NT1306 | Cuban cactus scrub | 5.2 |
| PA1314 | Eastern Gobi desert steppe | 5.3 |
| PA0807 | Faroe Islands boreal grasslands | 5.3 |
| PA1316 | Great Lakes Basin desert steppe | 5.3 |
| NT0134 | Leeward Islands moist forests | 5.3 |
| PA1311 | Central Asian riparian woodlands | 5.3 |
| PA1320 | Mesopotamian shrub desert | 5.3 |
| IM0165 | Tonle Sap-Mekong peat swamp forests | 5.3 |
| PA1308 | Caspian lowland desert | 5.3 |
| IM0113 | Eastern Java-Bali rain forests | 5.4 |
| AT1305 | Ethiopian xeric grasslands and shrublands | 5.4 |
| PA0424 | Huang He Plain mixed forests | 5.4 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|---|-------------------------|
| AA1203 | Eyre and York mallee | 5.4 |
| PA0520 | Scandinavian coastal conifer forests | 5.4 |
| IM0116 | Irrawaddy freshwater swamp forests | 5.4 |
| AT1319 | Somali montane xeric woodlands | 5.4 |
| NA0515 | Great Basin montane forests | 5.4 |
| PA0433 | Pyrenees conifer and mixed forests | 5.4 |
| PA1216 | Northwest Iberian montane forests | 5.5 |
| IM0206 | Khathiar-Gir dry deciduous forests | 5.5 |
| NA0501 | Alberta Mountain forests | 5.5 |
| IM0171 | South Taiwan monsoon rain forests | 5.5 |
| IM0209 | South Deccan Plateau dry deciduous forests | 5.5 |
| IM1301 | Deccan thorn scrub forests | 5.5 |
| NT0171 | Trinidad and Tobago moist forests | 5.5 |
| NA0510 | Central Pacific coastal forests | 5.6 |
| IM1302 | Indus Valley desert | 5.6 |
| PA1212 | Mediterranean acacia-argania dry woodlands and succulent thickets | 5.6 |
| IM0105 | Brahmaputra Valley semi-evergreen forests | 5.6 |
| PA1209 | Iberian sclerophyllous and semi-deciduous forests | 5.6 |
| AT0902 | Etosha Pan halophytics | 5.7 |
| NA0810 | Northern mixed grasslands | 5.7 |
| NT0304 | Cuban pine forests | 5.7 |
| PA1204 | Corsican montane broadleaf and mixed forests | 5.7 |
| PA1201 | Aegean and Western Turkey sclerophyllous and mixed forests | 5.8 |
| PA1208 | Iberian conifer forests | 5.8 |
| NA0509 | Central British Columbia Mountain forests | 5.8 |
| PA1109 | Novosibirsk Islands arctic desert | 5.8 |
| NA0521 | Northern transitional alpine forests | 5.8 |
| AA0406 | Northland temperate kauri forests | 5.8 |
| AA1205 | Swan Coastal Plain Scrub and Woodlands | 5.8 |
| IM0168 | Western Java rain forests | 5.8 |
| PA0437 | Sichuan Basin evergreen broadleaf forests | 5.8 |
| AT0105 | Comoros forests | 5.8 |
| NA0411 | Northeastern coastal forests | 5.9 |
| PA0803 | Central Anatolian steppe | 5.9 |
| PA0806 | Emin Valley steppe | 5.9 |
| PA1008 | Kopet Dag woodlands and forest steppe | 5.9 |
| IM0156 | Sulu Archipelago rain forests | 5.9 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|--|-------------------------|
| NA1308 | Mojave desert | 5.9 |
| PA0812 | Middle East steppe | 5.9 |
| IM0164 | Tonle Sap freshwater swamp forests | 5.9 |
| PA0419 | East European forest steppe | 5.9 |
| PA0504 | Carpathian montane forests | 5.9 |
| PA0905 | Saharan halophytics | 5.9 |
| NA0512 | Eastern Cascades forests | 5.9 |
| NT1404 | Northern Mesoamerican Pacific mangroves | 5.9 |
| IM0203 | Chhota-Nagpur dry deciduous forests | 6.0 |
| IM0108 | Chao Phraya lowland moist deciduous forests | 6.0 |
| OC0701 | Hawaii tropical high shrublands | 6.0 |
| AT0116 | KwaZulu-Cape coastal forest mosaic | 6.0 |
| IM1404 | Myanmar Coast mangroves | 6.0 |
| PA0413 | Central Korean deciduous forests | 6.0 |
| PA1207 | Eastern Mediterranean conifer-sclerophyllous-broadleaf forests | 6.0 |
| NT0213 | Cuban dry forests | 6.0 |
| NT1407 | Southern Mesoamerican Pacific mangroves | 6.1 |
| PA1318 | Kazakh semi-desert | 6.1 |
| NT0904 | Everglades | 6.1 |
| PA0508 | Helanshan montane conifer forests | 6.1 |
| PA0404 | Balkan mixed forests | 6.1 |
| AT1405 | Southern Africa mangroves | 6.1 |
| AA0410 | Southland temperate forests | 6.1 |
| PA0436 | Sarmatic mixed forests | 6.1 |
| AT1307 | Hobyos grasslands and shrublands | 6.1 |
| AT1202 | Lowland fynbos and renosterveld | 6.1 |
| PA0801 | Alai-Western Tian Shan steppe | 6.1 |
| PA1217 | Pindus Mountains mixed forests | 6.1 |
| PA0908 | Yellow Sea saline meadow | 6.2 |
| AT0710 | Mandara Plateau mosaic | 6.2 |
| AA1208 | Naracoorte woodlands | 6.2 |
| NA1305 | Great Basin shrub steppe | 6.2 |
| PA0429 | North Atlantic moist mixed forests | 6.2 |
| NA1306 | Gulf of California xeric scrub | 6.2 |
| PA0814 | Pontic steppe | 6.2 |
| NT1001 | Central Andean dry puna | 6.2 |
| NA1107 | Beringia upland tundra | 6.2 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|--|-------------------------|
| IM0701 | Terai-Duar savanna and grasslands | 6.3 |
| NT0301 | Bahamian pine mosaic | 6.3 |
| NA1302 | Central Mexican matorral | 6.3 |
| NT0211 | Chiapas Depression dry forests | 6.3 |
| PA1015 | Qilian Mountains subalpine meadows | 6.3 |
| NA1104 | Arctic foothills tundra | 6.3 |
| IM0201 | Central Deccan Plateau dry deciduous forests | 6.3 |
| NT0905 | Guayaquil flooded grasslands | 6.4 |
| IM0205 | Irrawaddy dry forests | 6.4 |
| OC0202 | Hawaii tropical dry forests | 6.4 |
| AT1010 | Jos Plateau forest-grassland mosaic | 6.5 |
| PA1202 | Anatolian conifer and deciduous mixed forests | 6.5 |
| PA0410 | Central Anatolian deciduous forests | 6.5 |
| PA0502 | Altai montane forest and forest steppe | 6.5 |
| PA1307 | Baluchistan xeric woodlands | 6.5 |
| PA1005 | Hindu Kush alpine meadow | 6.5 |
| PA0906 | Tigris-Euphrates alluvial salt marsh | 6.6 |
| NA1309 | Snake-Columbia shrub steppe | 6.6 |
| NT0102 | Atlantic Coast restingas | 6.6 |
| AA0203 | Sumba deciduous forests | 6.6 |
| PA1306 | Badghyz and Karabil semi-desert | 6.6 |
| NA0527 | Sierra Nevada forests | 6.6 |
| NT1201 | Chilean matorral | 6.6 |
| IM1304 | Thar desert | 6.6 |
| PA0902 | Bohai Sea saline meadow | 6.6 |
| AA1210 | Southwest Australia woodlands | 6.7 |
| AA1204 | Jarrah-Karri forest and shrublands | 6.7 |
| PA0503 | Caledon conifer forests | 6.7 |
| AT0901 | East African halophytics | 6.7 |
| PA0430 | Northeast China Plain deciduous forests | 6.7 |
| AT0127 | Sao Tome, Principe and Annobon moist lowland forests | 6.7 |
| AT0115 | Knysna-Amatole montane forests | 6.7 |
| NT0224 | Panamanian dry forests | 6.7 |
| PA0418 | Dinaric Mountains mixed forests | 6.7 |
| NT0233 | Veracruz dry forests | 6.7 |
| PA1018 | Sulaiman Range alpine meadows | 6.8 |
| IM0207 | Narmada Valley dry deciduous forests | 6.8 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|---|-------------------------|
| NA0524 | Puget lowland forests | 6.8 |
| AA0801 | Canterbury-Otago tussock grasslands | 6.8 |
| PA1006 | Karakoram-West Tibetan Plateau alpine steppe | 6.8 |
| AT1322 | Succulent Karoo | 6.8 |
| NA0518 | North Central Rockies forests | 6.9 |
| NT0148 | Pantanos de Centla | 6.9 |
| IM0138 | Northern Khorat Plateau moist deciduous forests | 6.9 |
| AA1209 | Southwest Australia savanna | 6.9 |
| AA0110 | Louisiade Archipelago rain forests | 6.9 |
| NA1311 | Tamaulipan matorral | 6.9 |
| NT1314 | San Lucan xeric scrub | 6.9 |
| AT0903 | Inner Niger Delta flooded savanna | 6.9 |
| PA1309 | Central Afghan Mountains xeric woodlands | 6.9 |
| NA1202 | California interior chaparral and woodlands | 6.9 |
| PA1019 | Tian Shan montane steppe and meadows | 6.9 |
| IM0208 | Northern dry deciduous forests | 6.9 |
| IM0134 | North Western Ghats moist deciduous forests | 6.9 |
| IM0112 | Eastern Java-Bali montane rain forests | 6.9 |
| PA0435 | Rodope montane mixed forests | 6.9 |
| NT0207 | Cauca Valley dry forests | 6.9 |
| PA1322 | Paropamisus xeric woodlands | 7.0 |
| AA0202 | New Caledonia dry forests | 7.0 |
| PA0809 | Kazakh forest steppe | 7.0 |
| IM0141 | Northern Vietnam lowland rain forests | 7.0 |
| NT0161 | Sierra de los Tuxtlas | 7.0 |
| OC0106 | Hawaii tropical moist forests | 7.0 |
| NT0119 | Costa Rican seasonal moist forests | 7.1 |
| NA0601 | Alaska Peninsula montane taiga | 7.1 |
| PA0420 | Eastern Anatolian deciduous forests | 7.1 |
| NT1301 | Araya and Paria xeric scrub | 7.1 |
| AA1308 | Simpson desert | 7.1 |
| NA0514 | Fraser Plateau and Basin complex | 7.1 |
| AA0405 | North Island temperate forests | 7.1 |
| PA0903 | Nenjiang River grassland | 7.1 |
| PA0507 | Elburz Range forest steppe | 7.2 |
| PA1001 | Altai alpine meadow and tundra | 7.2 |
| IM0114 | Greater Negros-Panay rain forests | 7.2 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|--|-------------------------|
| PA0415 | Changjiang Plain evergreen forests | 7.2 |
| PA0422 | Euxine-Colchic broadleaf forests | 7.2 |
| PA1004 | Ghorat-Hazarajat alpine meadow | 7.2 |
| NT0221 | Magdalena Valley dry forests | 7.2 |
| PA1213 | Mediterranean dry woodlands and steppe | 7.2 |
| IM1406 | Sundarbans mangroves | 7.3 |
| IM0157 | Sumatran freshwater swamp forests | 7.3 |
| AT1012 | Maputaland-Pondoland bushland and thickets | 7.3 |
| PA1301 | Afghan Mountains semi-desert | 7.3 |
| AA0409 | Southeast Australia temperate forests | 7.3 |
| PA0818 | Tian Shan foothill arid steppe | 7.3 |
| IM0502 | Western Himalayan subalpine conifer forests | 7.3 |
| NT0204 | Bajþo dry forests | 7.3 |
| IM0133 | Nicobar Islands rain forests | 7.3 |
| AA0102 | Banda Sea Islands moist deciduous forests | 7.3 |
| AT1009 | Highveld grasslands | 7.3 |
| AA1309 | Tirari-Sturt stony desert | 7.3 |
| PA1305 | Azerbaijan shrub desert and steppe | 7.3 |
| PA1012 | Northwestern Himalayan alpine shrub and meadows | 7.3 |
| AA1207 | Murray-Darling woodlands and mallee | 7.3 |
| PA0811 | Kazakh upland | 7.3 |
| NT1008 | Southern Andean steppe | 7.4 |
| AT1014 | South Malawi montane forest-grassland mosaic | 7.4 |
| PA0513 | Mediterranean conifer and mixed forests | 7.4 |
| AT1316 | Namibian savanna woodlands | 7.4 |
| NT0215 | Hispaniolan dry forests | 7.4 |
| NT1312 | Motagua Valley thornscrub | 7.4 |
| PA0515 | Northern Anatolian conifer and deciduous forests | 7.4 |
| OC0201 | Fiji tropical dry forests | 7.4 |
| NT1406 | Southern Atlantic mangroves | 7.4 |
| NA1307 | Meseta Central matorral | 7.4 |
| PA0810 | Kazakh steppe | 7.4 |
| IM0172 | Taiwan subtropical evergreen forests | 7.4 |
| IM0167 | Western Java montane rain forests | 7.5 |
| IM1405 | Sunda Shelf mangroves | 7.5 |
| PA1107 | Northeast Siberian coastal tundra | 7.5 |
| NT0235 | Yucatán dry forests | 7.5 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|--|-------------------------|
| AA1001 | Australian Alps montane grasslands | 7.5 |
| NA1312 | Tamaulipan mezquital | 7.5 |
| PA1220 | Southern Anatolian montane conifer and deciduous forests | 7.5 |
| IM0130 | Mindoro rain forests | 7.5 |
| PA0817 | South Siberian forest steppe | 7.5 |
| NA1108 | Brooks-British Range tundra | 7.5 |
| AT0106 | Cross-Niger transition forests | 7.5 |
| NT1405 | South American Pacific mangroves | 7.6 |
| AA0412 | Tasmanian temperate forests | 7.6 |
| IM0155 | Sri Lanka montane rain forests | 7.6 |
| NT0214 | Ecuadorian dry forests | 7.6 |
| NA0612 | Northern Canadian Shield taiga | 7.6 |
| PA0808 | Gissaro-Alai open woodlands | 7.6 |
| NT1315 | Sechura desert | 7.6 |
| PA0506 | East Afghan montane conifer forests | 7.6 |
| IM0301 | Himalayan subtropical pine forests | 7.6 |
| PA1104 | Chukchi Peninsula tundra | 7.6 |
| AA0408 | Richmond temperate forests | 7.6 |
| AT1013 | Rwenzori-Virunga montane moorlands | 7.6 |
| PA1007 | Khangai Mountains alpine meadow | 7.6 |
| AA0407 | Rakiura Island temperate forests | 7.6 |
| NA0603 | Cook Inlet taiga | 7.6 |
| NT0217 | Jalisco dry forests | 7.6 |
| IM0403 | Western Himalayan broadleaf forests | 7.6 |
| PA0802 | Altai steppe and semi-desert | 7.6 |
| NA1102 | Aleutian Islands tundra | 7.7 |
| NA0504 | Atlantic coastal pine barrens | 7.7 |
| PA0438 | South Sakhalin-Kurile mixed forests | 7.7 |
| AT0721 | Victoria Basin forest-savanna mosaic | 7.7 |
| PA1010 | Mediterranean High Atlas juniper steppe | 7.7 |
| NT0113 | Chiapas montane forests | 7.7 |
| NT0803 | Humid Pampas | 7.7 |
| IM0101 | Andaman Islands rain forests | 7.7 |
| NT1403 | Mesoamerican Gulf-Caribbean mangroves | 7.7 |
| NT0209 | Central American dry forests | 7.7 |
| IM0145 | Peninsular Malaysian peat swamp forests | 7.7 |
| PA0521 | Tian Shan montane conifer forests | 7.8 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|--|-------------------------|
| NT0176 | Veracruz moist forests | 7.8 |
| AA1306 | Nullarbor Plains xeric shrublands | 7.8 |
| NT0177 | Veracruz montane forests | 7.8 |
| NT0902 | Cuban wetlands | 7.8 |
| PA0602 | Iceland boreal birch forests and alpine tundra | 7.8 |
| PA0407 | Caspian Hyrcanian mixed forests | 7.8 |
| NT0232 | Tumbes-Piura dry forests | 7.8 |
| IM0211 | Southern Vietnam lowland dry forests | 7.8 |
| AA0101 | Admiralty Islands lowland rain forests | 7.8 |
| AA0108 | Yapen rain forests | 7.8 |
| IM0212 | Sri Lanka dry-zone dry evergreen forests | 7.8 |
| NT0225 | Patþa Valley dry forests | 7.8 |
| NT0152 | Pernambuco interior forests | 7.9 |
| PA0446 | Zagros Mountains forest steppe | 7.9 |
| PA1103 | Cherskii-Kolyma mountain tundra | 7.9 |
| NT1307 | Galápagos Islands scrubland mosaic | 7.9 |
| NA1301 | Baja California desert | 7.9 |
| IM0111 | Eastern highlands moist deciduous forests | 7.9 |
| NT1316 | Tehuacán Valley matorral | 7.9 |
| AA1202 | Esperance mallee | 7.9 |
| NA0609 | Midwestern Canadian Shield forests | 7.9 |
| PA0444 | Western Siberian hemiboreal forests | 7.9 |
| NT0114 | Chimalapas montane forests | 7.9 |
| IM0150 | South Western Ghats moist deciduous forests | 8.0 |
| AA0411 | Tasmanian Central Highland forests | 8.0 |
| PA0907 | Suiphun-Khanka meadows and forest meadows | 8.0 |
| AT1201 | Albany thickets | 8.0 |
| PA1110 | Scandinavian Montane Birch forest and grasslands | 8.0 |
| PA0411 | Central China loess plateau mixed forests | 8.0 |
| NA0611 | Newfoundland Highland forests | 8.0 |
| AT1314 | Nama Karoo | 8.0 |
| PA0901 | Amur meadow steppe | 8.0 |
| IM0901 | Rann of Kutch seasonal salt marsh | 8.0 |
| IM0126 | Meghalaya subtropical forests | 8.0 |
| NT0162 | Sierra Madre de Chiapas moist forest | 8.0 |
| AT0123 | Nigerian lowland forests | 8.0 |
| AT0908 | Zambezi halophytics | 8.0 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|--|-------------------------|
| IM0132 | Myanmar coastal rain forests | 8.0 |
| NA0608 | Mid-Continental Canadian forests | 8.0 |
| PA1111 | Taimyr-Central Siberian tundra | 8.0 |
| AA1305 | Great Victoria desert | 8.0 |
| AA0204 | Timor and Wetar deciduous forests | 8.0 |
| PA1214 | Mediterranean woodlands and forests | 8.0 |
| NT0106 | Caatinga Enclaves moist forests | 8.0 |
| AA0125 | Trobriand Islands rain forests | 8.0 |
| PA1013 | Ordos Plateau steppe | 8.0 |
| IM0154 | Sri Lanka lowland rain forests | 8.0 |
| NA1109 | Davis Highlands tundra | 8.1 |
| AA1401 | New Guinea mangroves | 8.1 |
| PA0816 | Selenge-Orkhon forest steppe | 8.1 |
| NT0230 | Southern Pacific dry forests | 8.1 |
| NT0151 | Pernambuco coastal forests | 8.1 |
| AA0201 | Lesser Sundas deciduous forests | 8.1 |
| AA0414 | Westland temperate forests | 8.1 |
| NA0602 | Central Canadian Shield forests | 8.1 |
| AA1301 | Carnarvon xeric shrublands | 8.1 |
| PA0512 | Khangai Mountains conifer forests | 8.2 |
| AA0404 | Nelson Coast temperate forests | 8.2 |
| NT0909 | Southern Cone Mesopotamian savanna | 8.2 |
| IM0302 | Luzon tropical pine forests | 8.2 |
| NA0513 | Florida sand pine scrub | 8.2 |
| AA1303 | Gibson desert | 8.2 |
| NT0302 | Belizean pine forests | 8.2 |
| NT0149 | Guianan Freshwater swamp forests | 8.2 |
| IM0139 | Northern Thailand-Laos moist deciduous forests | 8.2 |
| NA0604 | Copper Plateau taiga | 8.2 |
| NA1105 | Baffin coastal tundra | 8.2 |
| NT1308 | Guajira-Barranquilla xeric scrub | 8.2 |
| AA1310 | Western Australian Mulga shrublands | 8.2 |
| AA0803 | Southeast Australia temperate savanna | 8.2 |
| PA0608 | Scandinavian and Russian taiga | 8.2 |
| AT1005 | East African montane moorlands | 8.2 |
| IM0303 | Northeast India-Myanmar pine forests | 8.2 |
| IM0143 | Palawan rain forests | 8.2 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|--|-------------------------|
| PA0804 | Daurian forest steppe | 8.2 |
| PA0610 | Ural montane forests and tundra | 8.2 |
| AA0413 | Tasmanian temperate rain forests | 8.2 |
| AT0708 | Itigi-Sumbu thicket | 8.2 |
| IM0202 | Central Indochina dry forests | 8.2 |
| NT0126 | Gurupa varzea | 8.2 |
| NT0227 | Sierra de la Laguna dry forests | 8.2 |
| NA0610 | Muskwa-Slave Lake forests | 8.2 |
| AA1003 | South Island montane grasslands | 8.3 |
| AT1006 | Eastern Zimbabwe montane forest-grassland mosaic | 8.3 |
| PA0815 | Sayan Intermontane steppe | 8.3 |
| AT0714 | Serengeti volcanic grasslands | 8.3 |
| PA1016 | Sayan Alpine meadows and tundra | 8.3 |
| PA1106 | Kola Peninsula tundra | 8.3 |
| NA1304 | Colorado Plateau shrublands | 8.3 |
| NT0229 | Sin· Valley dry forests | 8.3 |
| PA1108 | Northwest Russian-Novaya Zemlya tundra | 8.3 |
| NT0108 | Catatumbo moist forests | 8.3 |
| PA0605 | Northeast Siberian taiga | 8.3 |
| NA0201 | Sonoran-Sinaloan transition subtropical dry forest | 8.4 |
| IM0153 | Southwest Borneo freshwater swamp forests | 8.4 |
| AA1201 | Coolgardie woodlands | 8.4 |
| PA0417 | Daba Mountains evergreen forests | 8.4 |
| AT1007 | Ethiopian montane grasslands and woodlands | 8.4 |
| PA0607 | Sakhalin Island taiga | 8.4 |
| PA0813 | Mongolian-Manchurian grassland | 8.4 |
| NT0306 | Miskito pine forests | 8.4 |
| NT0222 | Maracaibo dry forests | 8.4 |
| PA0805 | Eastern Anatolian montane steppe | 8.4 |
| AT1011 | Madagascar ericoid thickets | 8.4 |
| PA1022 | Yarlung Tsangpo arid steppe | 8.4 |
| NA0607 | Interior Alaska-Yukon lowland taiga | 8.4 |
| IM0304 | Sumatran tropical pine forests | 8.4 |
| AA0403 | Fiordland temperate forests | 8.4 |
| PA0604 | Kamchatka-Kurile taiga | 8.4 |
| AA0103 | Biak-Numfoor rain forests | 8.4 |
| NT0801 | Espinal | 8.4 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|---|-------------------------|
| AT0713 | Sahelian Acacia savanna | 8.4 |
| NA0605 | Eastern Canadian forests | 8.4 |
| NA0606 | Eastern Canadian Shield taiga | 8.4 |
| PA1105 | Kamchatka Mountain tundra and forest tundra | 8.4 |
| PA0517 | Qilian Mountains conifer forests | 8.4 |
| NT0402 | Magellanic subpolar forests | 8.4 |
| NT0122 | Eastern Panamanian montane forests | 8.4 |
| NT1007 | Santa Marta páramo | 8.4 |
| PA0414 | Changbai Mountains mixed forests | 8.4 |
| NT0307 | Sierra de la Laguna pine-oak forests | 8.4 |
| OC0105 | Fiji tropical moist forests | 8.4 |
| PA0609 | Trans-Baikal conifer forests | 8.4 |
| PA1114 | Yamal-Gydan tundra | 8.4 |
| NT0120 | Cuban moist forests | 8.4 |
| PA0603 | Kamchatka-Kurile meadows and sparse forests | 8.4 |
| NT0906 | Orinoco wetlands | 8.4 |
| PA1102 | Bering tundra | 8.5 |
| PA1112 | Trans-Baikal Bald Mountain tundra | 8.5 |
| AA1302 | Central Ranges xeric scrub | 8.5 |
| NA1106 | Beringia lowland tundra | 8.5 |
| PA1002 | Central Tibetan Plateau alpine steppe | 8.5 |
| AT0702 | Angolan Mopane woodlands | 8.5 |
| AT1001 | Angolan montane forest-grassland mosaic | 8.5 |
| IM0115 | Himalayan subtropical broadleaf forests | 8.5 |
| PA0443 | Ussuri broadleaf and mixed forests | 8.5 |
| AT0203 | Zambeian Cryptosepalum dry forests | 8.5 |
| AT0724 | Western Zambeian grasslands | 8.5 |
| PA0519 | Sayan montane conifer forests | 8.5 |
| IM0160 | Sumatran peat swamp forests | 8.5 |
| NT0178 | Western Ecuador moist forests | 8.5 |
| PA1021 | Western Himalayan alpine shrub and meadows | 8.5 |
| IM0117 | Irrawaddy moist deciduous forests | 8.5 |
| IM0135 | North Western Ghats montane rain forests | 8.5 |
| IM0123 | Luzon rain forests | 8.5 |
| IM0128 | Mindanao montane rain forests | 8.5 |
| NT0202 | Atlantic dry forests | 8.5 |
| AA0126 | Vanuatu rain forests | 8.5 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|--|-------------------------|
| NT0130 | Isthmian-Pacific moist forests | 8.5 |
| IM0402 | Northern Triangle temperate forests | 8.5 |
| AA1307 | Pilbara shrublands | 8.5 |
| NT1313 | Paraguana xeric scrub | 8.5 |
| AT1015 | Southern Rift montane forest-grassland mosaic | 8.5 |
| AT0717 | Southern Africa bushveld | 8.5 |
| NT0147 | Orinoco Delta swamp forests | 8.6 |
| NT0146 | Oaxacan montane forests | 8.6 |
| AA0708 | Trans Fly savanna and grasslands | 8.6 |
| PA0514 | Northeastern Himalayan subalpine conifer forests | 8.6 |
| PA0505 | Da Hinggan-Dzhagdy Mountains conifer forests | 8.6 |
| NT0219 | Lara-Falcn dry forests | 8.6 |
| AT1002 | Angolan Scarp savanna and woodlands | 8.6 |
| IM1001 | Kinabalu montane alpine meadows | 8.6 |
| PA0606 | Okhotsk-Manchurian taiga | 8.6 |
| NT0139 | Maranhao Babatu forests | 8.6 |
| AT1008 | Ethiopian montane moorlands | 8.6 |
| IM0106 | Cardamom Mountains rain forests | 8.6 |
| AT0905 | Saharan flooded grasslands | 8.6 |
| NT0205 | Balsas dry forests | 8.6 |
| NT0141 | Monte Alegre varzea | 8.6 |
| IM0109 | Chin Hills-Arakan Yoma montane forests | 8.6 |
| PA0611 | West Siberian taiga | 8.6 |
| AA0802 | Eastern Australia mulga shrublands | 8.6 |
| IM0122 | Luzon montane rain forests | 8.6 |
| NT0137 | Magdalena-Urab moist forests | 8.6 |
| AT1313 | Masai xeric grasslands and shrublands | 8.6 |
| NT0305 | Hispaniolan pine forests | 8.6 |
| AA0709 | Victoria Plains tropical savanna | 8.7 |
| PA0434 | Qin Ling Mountains deciduous forests | 8.7 |
| NT0223 | Maran dry forests | 8.7 |
| PA1003 | Eastern Himalayan alpine shrub and meadows | 8.7 |
| IM0161 | Sundaland heath forests | 8.7 |
| PA0426 | Manchurian mixed forests | 8.7 |
| NT0201 | Apure-Villavicencio dry forests | 8.7 |
| IM0144 | Peninsular Malaysian montane rain forests | 8.7 |
| AT1309 | Kalahari xeric savanna | 8.7 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|---|-------------------------|
| IM0104 | Borneo peat swamp forests | 8.7 |
| AA0112 | New Britain-New Ireland montane rain forests | 8.7 |
| IM0121 | Luang Prabang montane rain forests | 8.7 |
| NT1402 | Bahamoan-Antillean mangroves | 8.8 |
| AT1403 | Guinean mangroves | 8.8 |
| NT0702 | Beni savanna | 8.8 |
| AT0709 | Kalahari Acacia-Baikiaea woodlands | 8.8 |
| AA0107 | Huon Peninsula montane rain forests | 8.8 |
| AT0726 | Zambeziian Baikiaea woodlands | 8.8 |
| NT0703 | Campos Rupestres montane savanna | 8.8 |
| AT1401 | Central African mangroves | 8.8 |
| IM0169 | Hainan Island monsoon rain forests | 8.8 |
| AT0122 | Niger Delta swamp forests | 8.8 |
| AA0104 | Buru rain forests | 8.8 |
| NT0907 | Pantanal | 8.8 |
| AA0707 | Mitchell grass downs | 8.8 |
| AT1203 | Montane fynbos and renosterveld | 8.8 |
| IM0501 | Eastern Himalayan subalpine conifer forests | 8.8 |
| NT0159 | Santa Marta montane forests | 8.8 |
| IM0127 | Mentawai Islands rain forests | 8.9 |
| NT0212 | Chiquitano dry forests | 8.9 |
| NT0131 | Jamaican moist forests | 8.9 |
| IM0163 | Tenasserim-South Thailand semi-evergreen rain forests | 8.9 |
| AA1304 | Great Sandy-Tanami desert | 8.9 |
| NT0157 | Purus-Madeira moist forests | 8.9 |
| IM0140 | Northern Triangle subtropical forests | 8.9 |
| AT0121 | Mount Cameroon and Bioko montane forests | 8.9 |
| NT0170 | Tocantins/Pindare moist forests | 8.9 |
| AA0705 | Einasleigh upland savanna | 8.9 |
| PA0408 | Caucasus mixed forests | 8.9 |
| NT1309 | La Costa xeric shrublands | 8.9 |
| PA0101 | Guizhou Plateau broadleaf and mixed forests | 8.9 |
| IM0210 | Southeastern Indochina dry evergreen forests | 8.9 |
| AA0127 | Vogelkop montane rain forests | 8.9 |
| NT0107 | Caqueta moist forests | 9.0 |
| AT0119 | Maputaland coastal forest mosaic | 9.0 |
| NT0163 | Solimoes-Japurá moist forest | 9.0 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|---|-------------------------|
| AA0121 | Southern New Guinea freshwater swamp forests | 9.0 |
| AT0907 | Zambeziian flooded grasslands | 9.0 |
| NT0710 | Uruguayan savanna | 9.0 |
| IM0119 | Kayah-Karen montane rain forests | 9.0 |
| NT1005 | Cordillera de Merida páramo | 9.0 |
| PA0509 | Hengduan Mountains subalpine conifer forests | 9.0 |
| NT1002 | Central Andean puna | 9.0 |
| AA0704 | Carpentaria tropical savanna | 9.0 |
| NT0181 | Yucatán moist forests | 9.0 |
| NT0143 | Negro-Branco moist forests | 9.0 |
| AA0116 | Northern New Guinea montane rain forests | 9.0 |
| NT0707 | Guianan savanna | 9.0 |
| NT0180 | Xingu-Tocantins-Araguaia moist forests | 9.0 |
| PA0516 | Nujiang Langcang Gorge alpine conifer and mixed forests | 9.0 |
| AT1004 | Drakensberg montane grasslands, woodlands and forests | 9.0 |
| AT0111 | Eastern Guinean forests | 9.0 |
| NT0908 | Paraná flooded savanna | 9.1 |
| AA0118 | Seram rain forests | 9.1 |
| IM0401 | Eastern Himalayan broadleaf forests | 9.1 |
| IM0131 | Mizoram-Manipur-Kachin rain forests | 9.1 |
| NT0140 | Mato Grosso seasonal forests | 9.1 |
| AT1003 | Drakensberg alti-montane grasslands and woodlands | 9.1 |
| PA0601 | East Siberian taiga | 9.1 |
| AA0703 | Cape York Peninsula tropical savanna | 9.1 |
| AA0106 | Halmahera rain forests | 9.1 |
| AT0716 | Southern Acacia-Commiphora bushlands and thickets | 9.1 |
| AT0108 | East African montane forests | 9.2 |
| PA1020 | Tibetan Plateau alpine shrub and meadows | 9.2 |
| NA1310 | Sonoran desert | 9.2 |
| NT1004 | Cordillera Central páramo | 9.2 |
| NT0802 | Low Monte | 9.2 |
| NT0228 | Sinaloa dry forests | 9.2 |
| NT0708 | Humid Chaco | 9.2 |
| NT0206 | Bolivian montane dry forests | 9.2 |
| AA0702 | Brigalow tropical savanna | 9.2 |
| IM0136 | Northern Annamites rain forests | 9.3 |
| AT0718 | Southern Congolian forest-savanna mosaic | 9.3 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|---|-------------------------|
| NT0168 | Tapaj s-Xingu moist forests | 9.3 |
| PA0102 | Yunnan Plateau subtropical evergreen forests | 9.3 |
| NA1303 | Chihuahuan desert | 9.3 |
| IM0146 | Peninsular Malaysian rain forests | 9.3 |
| NT0165 | Southern Andean Yungas | 9.3 |
| AA0122 | Southern New Guinea lowland rain forests | 9.3 |
| NT0169 | Pantepuis | 9.3 |
| AT0705 | East Sudanian savanna | 9.3 |
| NT0101 | Araucaria moist forests | 9.3 |
| AA1002 | Central Range sub-alpine grasslands | 9.3 |
| AA0111 | New Britain-New Ireland lowland rain forests | 9.4 |
| NT0128 | Iquitos varzea | 9.4 |
| AT0719 | Southern Miombo woodlands | 9.4 |
| AT0112 | Ethiopian montane forests | 9.4 |
| AT0128 | Southern Zanzibar-Inhambane coastal forest mosaic | 9.4 |
| AA0701 | Arnhem Land tropical savanna | 9.4 |
| AT0107 | Cross-Sanaga-Bioko coastal forests | 9.4 |
| NT0709 | Llanos | 9.5 |
| AT0701 | Angolan Miombo woodlands | 9.5 |
| AA0117 | Queensland tropical rain forests | 9.5 |
| AA0402 | Eastern Australian temperate forests | 9.5 |
| AA0124 | Sulawesi montane rain forests | 9.5 |
| AT0725 | Zambezian and Mopane woodlands | 9.5 |
| AT0723 | Western Congolian forest-savanna mosaic | 9.5 |
| NT0175 | Venezuelan Andes montane forests | 9.5 |
| PA0518 | Qionglai-Minshan conifer forests | 9.5 |
| IM0158 | Sumatran lowland rain forests | 9.6 |
| IM0129 | Mindanao-Eastern Visayas rain forests | 9.6 |
| AA0706 | Kimberly tropical savanna | 9.6 |
| AT0114 | Guinean montane forests | 9.6 |
| NT0156 | Purus varzea | 9.6 |
| AT0711 | Northern Acacia-Commiphora bushlands and thickets | 9.6 |
| NT0150 | Alto Paraná Atlantic forests | 9.6 |
| AT0712 | Northern Congolian forest-savanna mosaic | 9.6 |
| AA0128 | Vogelkop-Aru lowland rain forests | 9.7 |
| AT1404 | Madagascar mangroves | 9.7 |
| NT0117 | Cordillera La Costa montane forests | 9.7 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|---|-------------------------|
| AT1312 | Madagascar succulent woodlands | 9.7 |
| AT0715 | Somali Acacia-Commiphora bushlands and thickets | 9.7 |
| NA0302 | Sierra Madre Occidental pine-oak forests | 9.8 |
| AT0104 | Central Congolian lowland forests | 9.8 |
| PA1017 | Southeast Tibet shrub and meadows | 9.8 |
| AT0101 | Albertine Rift montane forests | 9.8 |
| NA0303 | Sierra Madre Oriental pine-oak forests | 9.8 |
| AA0115 | Northern New Guinea lowland rain and freshwater swamp forests | 9.8 |
| NT0127 | Hispaniolan moist forests | 9.8 |
| NT0129 | Isthmian-Atlantic moist forests | 9.8 |
| IM0103 | Borneo montane rain forests | 9.9 |
| NT0103 | Bahia coastal forests | 9.9 |
| AT0125 | Northern Zanzibar-Inhambane coastal forest mosaic | 10.0 |
| NT1304 | Caatinga | 10.0 |
| NT0173 | Uatuma-Trombetas moist forests | 10.0 |
| IM0152 | Southern Annamites montane rain forests | 10.1 |
| NT0104 | Bahia interior forests | 10.1 |
| NT0125 | Guianan moist forests | 10.2 |
| AT0124 | Northeastern Congolian lowland forests | 10.2 |
| AT0904 | Lake Chad flooded savanna | 10.2 |
| IM0118 | Jian Nan subtropical evergreen forests | 10.2 |
| IM0159 | Sumatran montane rain forests | 10.2 |
| NT1003 | Central Andean wet puna | 10.2 |
| NT0133 | Juruß-Purus moist forests | 10.3 |
| NT0118 | Cordillera Oriental montane forests | 10.3 |
| AT1402 | East African mangroves | 10.3 |
| NT1401 | Amazon-Orinoco-Southern Caribbean mangroves | 10.4 |
| AA0120 | Southeastern Papuan rain forests | 10.4 |
| NT0174 | Ucayali moist forests | 10.4 |
| AT0722 | West Sudanian savanna | 10.4 |
| NT0210 | Dry Chaco | 10.4 |
| NT0124 | Guianan Highlands moist forests | 10.4 |
| NT0135 | Madeira-Tapaj s moist forests | 10.4 |
| AT0130 | Western Guinean lowland forests | 10.4 |
| AT0706 | Eastern Miombo woodlands | 10.5 |
| AT1311 | Madagascar spiny thickets | 10.5 |
| NT0160 | Serra do Mar coastal forests | 10.5 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|--|-------------------------|
| NT0404 | Valdivian temperate forests | 10.5 |
| NT0105 | Bolivian Yungas | 10.5 |
| NT0142 | Napo moist forests | 10.6 |
| NT0109 | Cauca Valley montane forests | 10.6 |
| IM0151 | South Western Ghats montane rain forests | 10.7 |
| NT0158 | Rio Negro campinarana | 10.7 |
| NT0308 | Sierra Madre de Oaxaca pine-oak forests | 10.7 |
| NT0805 | Patagonian steppe | 10.7 |
| NT0138 | Marajó varzea | 10.8 |
| NT0111 | Central American Atlantic moist forests | 10.8 |
| AT0707 | Guinean forest-savanna mosaic | 10.8 |
| AT0103 | Cameroonian Highlands forests | 10.8 |
| AT0126 | Northwestern Congolian lowland forests | 10.9 |
| NT0144 | Northeastern Brazil restingas | 10.9 |
| AA0113 | New Caledonia rain forests | 10.9 |
| NT0112 | Central American montane forests | 11.1 |
| NT0115 | Chocó-Darién moist forests | 11.3 |
| AT0109 | Eastern Arc forests | 11.3 |
| AA0119 | Solomon Islands rain forests | 11.3 |
| AT0102 | Atlantic Equatorial coastal forests | 11.3 |
| AT0704 | Central Zambezian Miombo woodlands | 11.4 |
| NT0303 | Central American pine-oak forests | 11.4 |
| NT0310 | Trans-Mexican Volcanic Belt pine-oak forests | 11.5 |
| AA0105 | Central Range montane rain forests | 11.6 |
| AA0123 | Sulawesi lowland rain forests | 11.6 |
| AT0110 | Eastern Congolian swamp forests | 11.7 |
| IM0137 | Northern Indochina subtropical forests | 11.8 |
| NT0167 | Talamancan montane forests | 11.8 |
| NT0166 | Southwest Amazon moist forests | 11.8 |
| NT0154 | Petón-Veracruz moist forests | 11.8 |
| NT0309 | Sierra Madre del Sur pine-oak forests | 11.9 |
| NT1006 | Northern Andean páramo | 12.0 |
| NT0136 | Magdalena Valley montane forests | 12.2 |
| NT0704 | Cerrado | 12.3 |
| NT0153 | Peruvian Yungas | 13.1 |
| IM0102 | Borneo lowland rain forests | 13.3 |
| NT0121 | Eastern Cordillera real montane forests | 13.5 |

| CODE | Name | Ecoregion Factor |
|-------------|-------------------------------------|-------------------------|
| NT0145 | Northwestern Andean montane forests | 13.7 |
| NT0132 | Japur -Solimoes-Negro moist forests | 13.8 |
| AT0202 | Madagascar dry deciduous forests | 14.3 |
| AT0906 | Zambeziian coastal flooded savanna | 14.4 |
| AT0129 | Western Congolian swamp forests | 14.7 |
| AT0117 | Madagascar lowland forests | 14.9 |
| AT0118 | Madagascar subhumid forests | 15.0 |