

Vertiefende FFH-Verträglichkeitsprüfung von Luftschadstoffeinträgen (Schwermetalle, Feinstaub und Schadgase) im Wirkraum des Bebauungsplangebietes newPark Datteln

Auftraggeber:

STADT DATTELN
Der Bürgermeister
Genthiner Straße 8
45 711 Datteln

Bearbeitet von: PD Dr.-Ing. habil. A. Schlutow

Ahrensfelde, 24. November 2021

Inhaltsverzeichnis

1 Beschreibung des Vorhabens6

2 Aufgabenstellung6

3 Untersuchungsgebiet.....7

4 Standortspezifische Datengrundlagen.....10

4.1 Bodenformen10

4.2 Klimadaten20

4.3 Vegetation21

5 Geochemische, physiologische und ökosystemare Wirkungen atmogener Einträge von Schwermetallen und sonstigen Luftschadstoffen24

5.1 Cadmium (Cd)24

5.2 Blei (Pb).....25

5.3 Quecksilber (Hg).....26

5.4 Arsen (As)26

5.5 Nickel (Ni).....27

5.6 Thallium (Tl).....27

5.7 Kupfer (Cu).....27

5.8 Chrom (Cr).....28

5.9 Zink (Zn).....29

5.10 Benzol (C₆H₆)30

5.11 Fluorwasserstoff (HF)31

5.12 Tetrachlorethen (C₂Cl₄).....31

5.13 Feinstaub (PM10 und PM2,5)31

5.14 Antimon (Sb).....32

5.15 Vanadium (V).....33

5.16 Zinn (Sn).....34

6 Beurteilungsmaßstäbe für die Erheblichkeit von Schadstoffeinträgen aus der Luft35

6.1 Vorgaben von Grenzwerten aus gesetzlichen Regelungen und Empfehlungen35

6.1.1 Schwermetalle.....35

6.1.1.1 Europäische Union35

6.1.1.2 Deutschland36

6.1.2 Feinstaub43

6.1.3 Schadgase43

6.2 Abschneidekriterium43

6.3 Beurteilung anhand von Critical Loads und Critical Levels.....44

6.3.1 Übersicht der Prüfschritte44

6.3.2 Erheblichkeitsschwelle45

6.4 Besorgnispotential bisher nicht regulierter Metalle46

7 Ermittlung von Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads) im Untersuchungsgebiet.....49

7.1 Critical Load-Modellierung für die Schwermetalle Cd, Pb, Hg, As, Ni, Tl, Cu, Cr und Zn49

7.1.1 Methodischer Ansatz und allgemeine Grundlagen.....49

7.1.2 Methoden und Modelle zur Ermittlung von Referenzdaten für die Critical Loads-Modellierung.....50

7.1.2.1 Ernteentzug von Schwermetallen (M_u).....50

7.1.2.2 Schadloze Auswaschungsrate mit dem Sickerwasser (M_{le(crit)}).....59

7.1.3 Standortspezifische Ermittlung von Critical Loads für Schwermetalle65

7.1.3.1 Eingangsdaten65

7.1.3.2 Ergebnisse der Critical-Load-Modellierung69

7.1.3.3 Diskussion der Modellierungsergebnisse.....70

7.2 Kritische Eintragsraten für Feinstaub71

8	Ermittlung von Belastbarkeitsschwellen (Critical Levels) für Schadgas-Immissionen.....	74
8.1	Kritische Schwellenwerte für Fluorwasserstoff	74
8.2	Kritische Schwellenwerte für Benzol	75
8.3	Kritische Schwellenwerte für Tetrachlorethen	75
9	Risikoabschätzung bisher nicht regulierter Schwermetalle.....	76
9.1	Wirkungsschwellen von bisher nicht regulierten Stoffen.....	76
9.1.1	Antimon	76
9.1.2	Vanadium	76
9.1.3	Zinn 76	
9.2	Ermittlung der akzeptablen vorhabensbedingten Zusatzdeposition.....	77
10	Hintergrunddepositionen und Depositionen im Plan-Nullfall.....	79
10.1	Hintergrunddepositionen.....	79
10.2	Summationsbeiträge aus Vorhaben Dritter	80
11	Überschreitung der Critical Loads und Levels durch die Vorbelastung.....	81
12	Kontingentierung der Zusatzbelastungen	87
13	Zusammenfassung.....	95

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Übersicht über die Beurteilungspunkte in den FFH-Gebieten der Wirkungszone des Industriegebiets newPark (*: prioritäre Lebensraumtypen).....	7
Tab. 2:	Bodeneinheiten an den Standorten der LRT-Flächen (Bk 50, Erlach u. Schwender 2012, Erlach 2014).....	10
Tab. 3:	Sickerwasserrate (LANUV NRW 2021b), Jahressumme der Niederschläge sowie Jahresmitteltemperatur (DWD 2021) an den Beurteilungspunkten der LRT-Flächen.....	20
Tab. 4:	Vegetation der FFH-LRT (LANUV NRW 2019, WELUGA 2021) bzw. der LRT-Entwicklungsflächen (IVOR 2016-2018, WELUGA 2021)	21
Tab. 5:	Vorsorgewerte für Metalle (in mg/kg Trockenmasse, Feinboden, Königswasseraufschluss) (BBodSchV, dort Anhang 2).....	37
Tab. 6:	Zulässige Zusatzbelastungen, wenn Vorsorgewerte bereits erreicht sind (BBodSchV, Anhang 2).....	38
Tab. 7:	Prüfwerte nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 des Bundes-Bodenschutzgesetzes für die direkte Aufnahme von Schadstoffen auf Kinderspielflächen, in Wohngebieten, Park- und Freizeitanlagen und Industrie- und Gewerbegrundstücken (in mg/kg Trockenmasse, Feinboden)	39
Tab. 8:	Prüf- und Maßnahmenwerte für den Schadstoffübergang Boden - Nutzpflanze auf Ackerbauflächen und in Nutzgärten sowie auf Grünlandflächen im Hinblick auf die Pflanzenqualität (in mg/kg Trockenmasse, Feinboden).....	39
Tab. 9:	Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfad Boden - Grundwasser (in µg/l)	39
Tab. 10:	Geringfügigkeitsschwellenwerten für die Metall-Konzentration im Sickerwasser (vgl. Zeddel et al. 2016)	40
Tab. 11:	Immissionswerte der TA Luft.....	41
Tab. 12:	Übersicht über die 5er, 50er und 95-Perzentile der Critical Loads in den Rezeptorflächen Deutschlands	42
Tab. 13:	Abschneidekriterien für die Abgrenzung des Untersuchungsgebietes (LANUV 2012)	43
Tab. 14:	Hintergrundwerte der Vanadium- und Antimonergehalte im Oberboden ländlicher Räume in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein (LABO 2017).....	47
Tab. 15:	Schwermetallgehalte (g t ⁻¹) in der Trockensubstanz (TS) von Derbholz mit Rinde der Hauptbaumarten	50
Tab. 16:	Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten.....	51
Tab. 17:	Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masse-Verhältnisse (De Vries et al. 1990)	51
Tab. 18:	Schwermetallgehalte (g t ⁻¹) in der Trockensubstanz (TS) von Grasland	52
Tab. 19:	Spannen der Ertragspotenziale der verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen/halbnatürlichen Ökosysteme	52
Tab. 20:	Klassifizierung bodenartabhängiger Bodeneigenschaften bezüglich des Einflusses auf potenzielle Holz- und Grünlanderträge	54
Tab. 21:	Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung.....	57
Tab. 22:	Bestimmung der Hauptdurchwurzelungstiefe aus Länge der Hauptwurzeltracht und durchwurzelbarer Tiefe (nach Köstler et al. 1968).....	58
Tab. 23:	Koeffizienten für die Berechnung der kritischen Konzentration freier Ionen in Abhängigkeit von der Konzentration von freien Ionen mit Schutzwirkung (= Funktion des pH-Wertes)	60
Tab. 24:	Zuordnungsmatrix von pH-Stufe aus der BÜK1000N zu einem mittleren pH-Wert pro Horizont der Leitbodenprofile nach KA5 (AG Boden 2005, S. 367)	61
Tab. 25:	Zuordnungsmatrix von Basensättigung (BS) zu einem mittleren pH-Wert pro Horizont der Leitbodenprofile nach KA5 (AG Boden 2005, S. 371)	61
Tab. 26:	Zuordnung des Gehaltes an organischer Masse zu den Horizonten der Leitbodenprofile der BÜK1000N, basierend auf den Angaben der Humus-Klasse.....	62
Tab. 27:	Zuordnung von Gehalten an gelöstem Kohlenstoff (DOC) in Abhängigkeit vom Vegetationstyp	62
Tab. 28:	Zuordnung des Faktors des Vielfachen des atmosphärischen CO ₂ -Partialdrucks zu den Tiefenstufen, basierend auf den Angaben im Manual (CLRTAP 2004-2017, Kap. V.5)	63
Tab. 29:	Erhöhung des Biomasseertrages bei Durchführung von Schadensbegrenzungsmaßnahmen (vgl. Schlutow 2021b).....	65
Tab. 30:	Standortspezifische Eingangsdaten an den Beurteilungspunkten der FFH-Gebiete zur Ermittlung der Schwermetall-Entzüge durch Biomasseernte	66
Tab. 31:	Standortspezifische Eingangsdaten an den Beurteilungspunkten der FFH-Gebiete zur Ermittlung der zulässigen Auswaschungsrate von Schwermetallen mit dem Sickerwasser .	67

Tab. 32: Standortspezifische Critical Limits an den Beurteilungspunkten der FFH-Gebiete zur Ermittlung der zulässigen Auswaschungsrate von Schwermetallen mit dem Sickerwasser .	68
Tab. 33: Standortspezifische Critical Loads für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Quecksilber, Nickel, Arsen, Thallium, Kupfer, Zink und Chrom an den Beurteilungspunkten der FFH-Gebiete.....	69
Tab. 34: Vergleich der Ergebnisse der CL(M)-Berechnung in diesem Projekt mit den deutschlandweit berechneten CL(M) (Schlutow 2018, Schlutow et al. 2021)	71
Tab. 35: Staubadsorptionsvermögen von Vegetationskomplexen.....	72
Tab. 36: Vegetationsspezifische Critical Loads für die nicht toxischen Feinstaubeinträge PM10 (incl. PM2,5 und die resultierenden Erheblichkeitsschwellen an den Beurteilungspunkten)	72
Tab. 37: Eingangsdaten und Ergebnisse der Ermittlung von Erheblichkeitsschwellen-Werten für die vorhabensbezogene Zusatzdeposition von Vanadium (V), Antimon (Sb) und Zinn (Sn) an den Beurteilungspunkten	78
Tab. 38: Hintergrunddepositionen von Schwermetallen und Feinstaub als Mittelwert von 3 Messstationen über die Jahre 2018-2020 (PeutzConsult 2021).....	79
Tab. 39: Hintergrunddepositionen bzw. -konzentrationen von Schadgasen, Schwermetallen und Feinstaub sowie maximale Summationsbeiträge zur Zusatzdeposition aus Vorhaben Dritter (PeutzConsult 2021)	80
Tab. 40: Vergleich der Hintergrunddepositionen von Schwermetallen 2018-2020 zuzüglich der Summationsbeiträge aus Planvorhaben Dritter mit den Critical Loads [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]	82
Tab. 41: Vergleich der Hintergrunddepositionen bzw. -konzentrationen von Schadgasen und Feinstaub im Jahr 2020 zuzüglich der Summationsbeiträge aus Planvorhaben Dritter (PeutzConsult 2021)	85
Tab. 42: Vergleich der Vorbelastung von nicht regulierten Schwermetallen Jahr 2012/2014 zuzüglich der Summationsbeiträge aus Planvorhaben Dritter (PeutzConsult 2016) mit der akzeptable vorhabensbedingte Zusatzdeposition	86
Tab. 43: Beurteilungswerte an den Beurteilungspunkten für die Schadstoffe, für die ein Grenzwert nach TA Luft (vgl. Kap. 6.1) und ein Critical Load mit Erheblichkeitsschwelle (vgl. Kap. 6.3) gilt (Erläuterung der farblichen Markierungen im Text) sowie die resultierenden Kontingente	89
Tab. 44: Beurteilungswerte an den Beurteilungspunkten für die Schadstoffe, für die ein Grenzwert nach TA Luft (vgl. Kap. 6.1) und ein Critical Level mit Erheblichkeitsschwelle (vgl. Kap. 6.3) gilt sowie die resultierenden Kontingente (Erläuterung der Farben im Text).....	91
Tab. 45: Beurteilungswerte an den Beurteilungspunkten für die Schadstoffe, für die ein Critical Load bzw. eine Erheblichkeitsschwelle (vgl. Kap. 6.3) gilt sowie die resultierenden Kontingente (Erläuterung der Farben im Text).....	92

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Prüfschritte zur Erheblichkeitsbeurteilung von ggf. kumulierten zu erwartenden Zusatzkonzentrationen bzw. –depositionen anhand von Critical Levels/Loads	45
--	----

1 Beschreibung des Vorhabens

Die newPark Planungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH plant in Datteln die Entwicklung des Industrieareals newPark. Das Kernziel der Planung besteht in der Entstehung eines Standortes für flächenintensive industrielle Großvorhaben.

In einer Vermarktungsstudie wurde ermittelt, dass newPark als bedeutender Standort für innovative Energie- und Umwelttechnik sowie Haus- und Gebäudetechnik qualifiziert werden kann. Auf dieser Grundlage soll newPark als Standort für Unternehmen, die moderne Umwelttechnologien herstellen und anwenden (GreenTech), profiliert werden. Dieser Vermarktungsansatz soll sich auch in einer attraktiven städtebaulichen Gestaltung sowie in der öffentlichen Infrastruktur widerspiegeln.

Dazu soll die Verträglichkeit mit den nahe gelegenen FFH-Gebieten „Lippeaue“, „Teilabschnitte Lippe - Unna, Hamm, Soest, Warendorf“, „In den Kämpfen, Im Mersche, Langerner Hufeisen“ und „Wälder bei Cappenberg“ durch die Entwicklung eines emissionsarmen Standortes hergestellt werden. Emittierende Betriebe mit einem Emissionsverhalten der Abstandsklassen I und II des Abstandserlasses NRW sollen ausgeschlossen werden.

2 Aufgabenstellung

Ein entsprechendes Gutachten zur Vermeidung erheblicher Beeinträchtigungen von FFH-Lebensraumtypen durch Schwermetalle, Feinstaub und ausgewählte Schadgase ist von ÖKO-DATA mit Stand vom 21.3.2016 bereits vorgelegt worden.

Nunmehr ist es notwendig geworden, die Critical Loads-Berechnung für die FFH-LRT im potenziellen Wirkraum des Vorhabens newPark zu aktualisieren. Anlass für die Neuberechnungen sind die neu berechneten Grundwasserneubildungsraten, die als Sickerwasserraten Eingang in die CL-Berechnungen finden, aktuelle Hintergrundmesswerte, weitere geplante bzw. inzwischen in Betrieb gegangene Anlagen Dritter sowie die Ausweisung weiterer LRT-Flächen, die zu berücksichtigen sind. Aktuelle Studien zu ökotoxikologischen Wirkungsschwellen der Schadstoffe sind zu recherchieren.

Das Ziel des vorliegenden Projektes ist die Prüfung der Vermeidbarkeit erheblicher Auswirkungen der Einträge von Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Quecksilber, Thallium, Zink, Kupfer, Chrom, Antimon, Vanadium, Zinn, Benzol, Fluorwasserstoff, Tetrachlorethen und Feinstaub (PM10 und PM2,5) aus dem Betrieb im Industriegebiet newPark Datteln auf die Erhaltungsziele der FFH-Gebiete „Lippeaue“, „Teilabschnitte Lippe - Unna, Hamm, Soest, Warendorf“, „In den Kämpfen, Im Mersche, Langerner Hufeisen“ und „Wälder bei Cappenberg“.

Da zum Zeitpunkt der Planung des Industrieareals newPark noch nicht bekannt sein wird, welche Betriebe sich ansiedeln werden, kann eine vorhabenbezogene Prognose von Luftschadstoffemissionen nicht durchgeführt werden. Deshalb sollen in diesem Gutachten die kritischen Schadstoffdepositionen in den FFH-Lebensräumen aktuell ermittelt werden, aus denen sich im Nachgang die Emissionskontingente für die Anlagen im newPark berechnen lassen.

Innerhalb des Betrachtungsgebietes werden hierzu die ökosystemaren Belastbarkeitsgrenzen („Critical Load“) für die Schwermetalle Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Quecksilber, Thallium, Zink, Kupfer und Chrom standortspezifisch für 61 Beurteilungspunkte (BP), die repräsentativ sind für alle vorkommenden Ausprägungsformen der FFH-Lebensraumtypen in diesen FFH-Gebieten, ermittelt.

Desweiteren sollen Schwellenwerte für die Konzentrationen von Benzol, Fluorwasserstoff und Tetrachlorethen (Critical Levels) ermittelt werden, die eine erhebliche Beeinträchtigung der charakteristischen Vegetation der FFH-LRT ausschließen.

Für Antimon, Vanadium und Zinn sind Aussagen über das zu erwartende Risiko einer erheblichen Beeinträchtigung zu treffen.

Gleichzeitig sind mögliche Auswirkungen von Feinstaub (PM10 und PM2,5) zu ermitteln und Belastbarkeitsgrenzen abzuschätzen.

Für das Gutachten werden folgende Themenbereiche bearbeitet:

1. Recherche aktueller ökotoxikologischer Wirkungsschwellen
2. Aktualisierung der Eingangsdaten (Klima, Sickerwasserrate u.a.)
3. Neuberechnung der Critical Loads
4. Vergleich der Critical Loads mit den Hintergrunddepositionen
5. Neuberechnung der Depositionskontingente

3 Untersuchungsgebiet

Im Rahmen dreier FFH-Verträglichkeitsuntersuchungen für andere geplante Vorhaben und für den B-Plan newPark (Schlutow 2020, Schlutow 2021a, 2021b) wurden die Auswirkungen von eutrophierenden und versauernden Luftschadstoffeinträgen in folgenden FFH-Gebieten bereits geprüft:

- DE 4209-302 Lippeaue
- DE 4311-301 In den Kämpfen, Im Mersche und Langerner Hufeisen
- DE 4314-302 Teilabschnitte Lippe - Unna, Hamm, Soest, Warendorf
- DE 4311-304 Wälder bei Cappenberg

Die Ermittlung des Beurteilungsgebietes basiert auf einem vorsorglich sehr weit gefassten Radius von 10 km um das Vorhabensgebiet newPark.

Für jede Ausprägungsform (= Kombinationstyp anhand des Verschnitts von Bodenform und Vegetationstyp) der LRT in diesen FFH-Gebieten wurde ein Beurteilungspunkt (BP) in der jeweils am stärksten zusätzlich belasteten Fläche des Kombinationstyps gesetzt (vgl. Tab. 1). Darüber hinaus sind keine weiteren FFH-Gebiete oder LRT-Flächen durch zusätzliche Luftschadstoffdepositionen bzw. –konzentrationen aus newPark betroffen. Die BP aus dem Gutachten von ÖKO-DATA (2021a) sind mit dem Zusatz „n“ nach der Nr. des BP gekennzeichnet. Die anderen BP (ohne „n“) sind dem Gutachten von Schlutow (2020) entnommen. Zusätzlich sind weitere LRT-Entwicklungsflächen zu betrachten (1E-7E), die jeweils mit einem Beurteilungspunkt versehen werden (Schlutow 2021b)

Tab. 1: Übersicht über die Beurteilungspunkte in den FFH-Gebieten der Wirkungszone des Industriegebiets newPark (*: prioritäre Lebensraumtypen)

BP	LRT	Name des LRT	RW	HW
1	9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i>	385552	5727671
2	91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i>	385625	5727046
3	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i>	387776	5726128
4	91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i>	388111	5726219
6	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i>	390806	5724432
7	9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i>	390763	5724363
7b	9110	Hainsimsen-Buchenwald	390754	5724256
9	6510	Magere Flachland-Mähwiesen (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	391993	5723398
11	9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	392891	5721986
12	91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i>	392981	5721944
13	6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	393471	5721672
14	6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	393660	5720709
18	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i>	400194	5719557
19	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i>	399554	5719223
20	6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	400441	5719839
22	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i>	401653	5721549

BP	LRT	Name des LRT	RW	HW
23	6510	Magere Flachland-Mähwiesen (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	401438	5720804
24	6510	Magere Flachland-Mähwiesen (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	400906	5720720
26	9110	Hainsimsen-Buchenwald	398313	5722028
27	9110	Hainsimsen-Buchenwald	398498	5722095
28	9110	Hainsimsen-Buchenwald	400068	5723335
29	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i>	400698	5723796
30	9110	Hainsimsen-Buchenwald	399012	5725577
31	9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	397057	5724941
C1	9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	397055	5722360
C2	9130	Waldmeister-Buchenwald	397069	5722622
C3	9130	Waldmeister-Buchenwald	397145	5722611
C4	9130	Waldmeister-Buchenwald	397216	5722571
C5	9110	Hainsimsen-Buchenwald	398310	5722011
C6	9110	Hainsimsen-Buchenwald	399392	5723406
C7	9110	Hainsimsen-Buchenwald	399992	5723324
C8	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i>	400707	5723817
C9	9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	397057	5724941
C10	9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	397289	5725216
C11	9110	Hainsimsen-Buchenwald	397412	5725231
2n(1)	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	390350	5724664
2n(2)	9160	Subatlantischer oder mitteleuropäischer Stieleichenwald oder Eichen-Hainbuchenwald (<i>Carpinion betuli</i>)	390350	5724664
2n(3)	91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i>	390350	5724664
3n	9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i>	390717	5724376
3bn	9110	Hainsimsen-Buchenwald	390682	5724344
4n	6510	Magere Flachland-Mähwiesen (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	392077	5723298
6bn	6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	391990	5723399
7n	91F0	Quercu-Ulmetum minoris ISSLER 1953	392817	5722683
12bn	6510	Magere Flachland-Mähwiesen (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	394351	5720334
23n	9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i>	384276	5727836
25n	9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	390719	5724378
26n	9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i>	392630	5722033
27n	91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Ulmion minoris</i>)	392809	5722128
9n	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	394198	5720303
13n	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	396833	5719875
16bn	6510	Magere Flachland-Mähwiesen (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	400925	5720720
30bn	91E0	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	401658	5721500
21n	9110	Hainsimsen-Buchenwald	398470	5722063
32n	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i>	397835	5725106
1E	9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i>	389154	5725219
2E	9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	390347	5724552
3E	9110	Hainsimsen-Buchenwald	390636	5724169
4E	9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	390827	5724543
5E	91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Ulmion minoris</i>)	390960	5725674
6E	91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Ulmion minoris</i>)	388092	5726165
7E	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i>	388165	5726031

Die betroffenen FFH-Gebiete sind wie folgt charakterisiert:

Im **FFH-Gebiet DE 4209-302 Lippeaue** zwischen Unna und Dorsten stellt der Lauf der Lippe die zentrale Achse des 2.417 ha großen, abwechslungsreichen und vielfältig gegliederten Gebietes dar, das trotz überwiegend intensiver Landwirtschaft und Gewässerregulierung noch zahlreiche Elemente der früheren Auenlandschaft aufweist. Neben einigen naturnahen Flussabschnitten ist die Lippeaue überwiegend durch ein naturnahes Relief geprägt. Mehrfach sind noch Reste von Bruch-, Weichholz- und Hartholz-Auenwäldern vorhanden. Ebenso finden sich hier Altarme mit gut ausgeprägter Verlandungsvegetation bis hin zu Bruchwaldbeständen. Auch die in die Lippe mündenden Bachläufe sind teilweise naturnah erhalten. Neben Feuchtgrünlandflächen und Mähwiesen ist insbesondere an Dämmen und Böschungskanten entlang der Lippe und Niederterrasse örtlich Magerrasenvegetation zu finden. Dünenbildungen sind kleinflächig noch vorhanden. Das durch Hecken, Kopfbäume, Feldgehölze mit Altbäumen, Baumreihen und Einzelbäume reich strukturierte Gebiet vermittelt so in vielen Teilen das Bild der typischen münsterländischen Kulturlandschaft. In einem durch Bergsenkung vernässten Bereich zwischen Haltern, Marl und Lippramsdorf entwickeln sich großflächig Auenwälder, Röhrichte und weitere Verlandungsbestände.¹

Das **FFH-Gebiet DE 4311-301 In den Kämpen, Im Mersche und Langerner Hufeisen** liegt inmitten der intensiv von Landwirtschaft, Industrie und Siedlung beanspruchten Landschaft. Es prägt mit vielfältigen Lebensräumen das Bild der Lippeaue. Durch Auwaldrelikte, Feldgehölze, Hecken, Gebüsche und Kopfbäume wird das Grünland entlang des Flusses reich gegliedert. Bachläufe mit teilweise naturnahem Verlauf und Altarme zeigen eine oftmals hervorragend ausgebildete Verlandungszonierung, die von Unterwasservegetation und Schwimmpflanzengesellschaften z. B. zu seggenreichen Igelkolbenbeständen und Schilfröhricht bis hin zu Weidenwald überleitet. An der Lippe selbst finden sich Weidengebüsche, Hochstaudenfluren und typische Gewässerstrukturen wie Uferabbrüche, die wertvolle Nistmöglichkeiten für den Eisvogel darstellen.²

Das **FFH-Gebiet DE 4314-302 Teilabschnitt Lippe – Unna, Hamm, Soest, Warendorf** ist gekennzeichnet durch Altwässer mit Röhricht-, Schwimmblatt- und Unterwasservegetation sowie den Flusslauf mit seinen Ufergehölzen. Trotz der Lage inmitten einer von Industrie, Landwirtschaft und Siedlung beanspruchten Landschaft ist hier das ursprüngliche Lebensraummosaik eines Fließgewässermittellaufes noch an vielen Stellen erkennbar. Typische Uferstrukturen wie Steilabbrüche stellen wertvolle Nistmöglichkeiten z. B. für Eisvogel und Uferschwalbe dar. Von herausragender Bedeutung ist die Lippe als Lebensraum für Neunaugen.³

Das **FFH-Gebiet DE 4311-304 Wälder bei Cappenberg** umfasst ein großes Waldgebiet mit einem hohen Anteil an naturnahen Beständen von Eichen-Hainbuchenwäldern sowie Hainsimsen- und Waldmeister-Buchenwäldern mit z. T. hohem Starkholzanteil in einem Alter bis ca. 250 Jahren. Die Wälder stocken auf ebenen bis leicht welligen, örtlich mit Geschiebelehm oder Flugsand überdeckten Kreidesandmergeln. Das Gebiet wird von mehreren naturnahen Bachläufen durchzogen, die aus Quellmulden gespeist werden. Diese werden stellenweise von einem galerieartigen, naturnahen Auenwald begleitet. Die Bachkerbtäler sind z. T. schluchtartig bis zu 10 m tief. Neben Schlamm- und Kiesbänken im Bachgerinne verstärkt sich die strukturreiche Bachmorphologie häufig durch eine ausgeprägte Mäandrierung und die Ausbildung von örtlich bis zu 5 m hohen Steilufern.⁴

¹ <http://natura2000-meldedok.naturschutzinformationen.nrw.de/natura2000-meldedok/de/fachinfo/listen/meldedok/DE-4209-302>

² <http://natura2000-meldedok.naturschutzinformationen.nrw.de/natura2000-meldedok/de/fachinfo/listen/meldedok/DE-4311-301>

³ <http://natura2000-meldedok.naturschutzinformationen.nrw.de/natura2000-meldedok/de/fachinfo/listen/meldedok/DE-4314-302>

⁴ <http://natura2000-meldedok.naturschutzinformationen.nrw.de/natura2000-meldedok/de/fachinfo/listen/meldedok/DE-4311-304>

4 Standortspezifische Datengrundlagen

4.1 Bodenformen

Datenquellen:

- Bodenformen nach Bodenkarte 1: 50 000 (Bk 50), Stand 17.12.2019⁵
- Bodenkarte 1: 5 000 (Bk 5) für die BP 4 und 31, Stand 2010
- Bodenkundliche Aufnahme des FFH-Gebietes Cappenberger Wälder, Erfassungsmaßstab 1:5000, Bearbeiter: Dr. F. Erlach u. R. Schwender, Datum: 29.06.2012 und Ergebnisse von Bodenproben an 11 Profilpunkten/Beurteilungspunkten im FFH-Gebiet Wälder bei Cappenberg
- Bodenkundliche Aufnahmen in den LRT-Flächen mit den Beurteilungspunkten 3n, 3bn, 7n, 23n, 25n, 26n. Bearbeiter: Dr. F. Erlach; Datum 17.4.2014; Sondierbohrungen und pH-Auswertung

Die Beurteilungspunkte sind hinsichtlich ihrer abiotischen Ausstattung wie folgt gekennzeichnet (Tab. 2).

Tab. 2: Bodeneinheiten an den Standorten der LRT-Flächen (Bk 50, Erlach u. Schwender 2012, Erlach 2014)

BP	LRT	Quelle	Bodentyp	Beschreibung
1	9190	Bk 50: L4310_ G-A731GS4	Gley-Vega	4-10 dm Sand und schwach lehmiger Sand und mittel lehmiger Sand vereinzelt stark lehmiger Sand aus Auenablagerung stellenweise Uferwall (Holozän) 2-10 dm zum Teil mittel sandiger Lehm und schwach toniger Lehm und sandig-toniger Lehm und stark schluffiger Ton aus zum Teil Auenablagerung (Holozän) 10-16.1 dm Sand und mittel lehmiger Sand und schwach lehmiger Sand aus Auenablagerung (Holozän)
2	91F0	Bk 50: L4310_ G-A731GS4	Gley-Vega	4-10 dm Sand und schwach lehmiger Sand und mittel lehmiger Sand vereinzelt stark lehmiger Sand aus Auenablagerung stellenweise Uferwall (Holozän) 2-10 dm zum Teil mittel sandiger Lehm und schwach toniger Lehm und sandig-toniger Lehm und stark schluffiger Ton aus zum Teil Auenablagerung (Holozän) 10-16.1 dm Sand und mittel lehmiger Sand und schwach lehmiger Sand aus Auenablagerung (Holozän)
3	91E0	Bk 50: L4310_aG741GS3	Auengley	6-15 dm mittel lehmiger Sand und stark lehmiger Sand vereinzelt mittel schluffiger Sand aus Auenablagerung (Holozän) 0-10 dm schluffiger Lehm und toniger Lehm stellenweise mittel sandiger Lehm stellenweise stark sandiger Lehm aus Auenablagerung (Holozän) 0-14.1 dm Sand stellenweise mittel schluffiger Sand stellenweise mittel lehmiger Sand aus Auenablagerung (Holozän)
4	91F0	Bk 50: L4310_ G-A431GS4	Gley-Vega	6-10 dm schluffig-lehmiger Sand und schwach sandiger Lehm aus Auenablagerung (Holozän) 10-14.1 dm Sand vereinzelt mittel schluffiger Sand vereinzelt mittel lehmiger Sand aus Auenablagerung (Holozän)
		Bk 5: A85	Brauner Auenboden aus Auensand, stellenweise über Auenlehm (Holozän)	carbonat (kalkhaltig), lehmiger Sand über carbonat (kalkhaltig), schwach lehmiger Sand - Sand; Grundwasserstand 1,30 - 2,00 m u. GOF (stark schwankend)

⁵ https://www.gd.nrw.de/pr_shop_informationssysteme_bk50d.htm

BP	LRT	Quelle	Bodentyp	Beschreibung
6	91E0	Bk 50: L4310_G841GWA3	Gley	10-20.1 dm Mittelsand und Feinsand, stellenweise schwach lehmiger Sand, stellenweise mittel lehmiger Sand aus Terrassenablagerung (Jungpleistozän) alternativ zum Teil Flugsand (Jungpleistozän bis Holozän) 0-10.1 dm Feinsand und Schluff und schwach schluffiger Sand und mittel schluffiger Sand und stark schluffiger Sand und sandiger Schluff aus Terrassenablagerung zum Teil Schwemmlöß (Jungpleistozän)
7	9190	Bk 50: L4310_G841GWA3	Gley	10-20.1 dm Mittelsand und Feinsand, stellenweise schwach lehmiger Sand, stellenweise mittel lehmiger Sand aus Terrassenablagerung (Jungpleistozän) alternativ zum Teil Flugsand (Jungpleistozän bis Holozän) 0-10.1 dm Feinsand und Schluff und schwach schluffiger Sand und mittel schluffiger Sand und stark schluffiger Sand und sandiger Schluff aus Terrassenablagerung zum Teil Schwemmlöß (Jungpleistozän)
7b	9110	Bk 50: L4310_G841GWA3	Gley	10-20.1 dm Mittelsand und Feinsand, stellenweise schwach lehmiger Sand, stellenweise mittel lehmiger Sand aus Terrassenablagerung (Jungpleistozän) alternativ zum Teil Flugsand (Jungpleistozän bis Holozän) 0-10.1 dm Feinsand und Schluff und schwach schluffiger Sand und mittel schluffiger Sand und stark schluffiger Sand und sandiger Schluff aus Terrassenablagerung zum Teil Schwemmlöß (Jungpleistozän)
9	6510	Bk 50: L4310_ G-B842GW4	Gley- Braunerde	<u>Grundwasserstufe:</u> sehr tief, 13 – 20 dm <u>Stauäsegrad:</u> ohne Stauäse (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe:</u> 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität:</u> 30 mol+/m2 (sehr gering) <u>Denitrifikationspotenzial:</u> 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau:</u> 13-20.1 Mittelsand und Feinsand stellenweise schwach lehmiger Sand stellenweise mittel lehmiger Sand aus Terrassenablagerung (Jungpleistozän) alternativ zum Teil Flugsand (Jungpleistozän bis Holozän) 0-7.1 Feinsand und Schluff und schwach schluffiger Sand und mittel schluffiger Sand und stark schluffiger Sand und sandiger Schluff aus Terrassenablagerung zum Teil Schwemmlöß (Jungpleistozän)
11	9160	Bk 50: L4310_ G-B842GW4	Gley- Braunerde	13-20.1 dm Mittelsand und Feinsand, stellenweise schwach lehmiger Sand, stellenweise mittel lehmiger Sand aus Terrassenablagerung (Jungpleistozän) alternativ zum Teil Flugsand (Jungpleistozän bis Holozän) 0-7.1 dm Feinsand und Schluff und schwach schluffiger Sand und mittel schluffiger Sand und stark schluffiger Sand und sandiger Schluff aus Terrassenablagerung zum Teil Schwemmlöß (Jungpleistozän)
12	91F0	Bk 50: L4310_ G-B842GW4	Gley- Braunerde	13-20.1 dm Mittelsand und Feinsand, stellenweise schwach lehmiger Sand, stellenweise mittel lehmiger Sand aus Terrassenablagerung (Jungpleistozän) alternativ zum Teil Flugsand (Jungpleistozän bis Holozän) 0-7.1 dm Feinsand und Schluff und schwach schluffiger Sand und mittel schluffiger Sand und stark schluffiger Sand und sandiger Schluff aus Terrassenablagerung zum Teil Schwemmlöß (Jungpleistozän)
13	6430	Bk 50: L4310_ G-A731GS4	Gley-Vega	<u>Grundwasserstufe:</u> sehr tief, 13 – 20 dm (Stufe 4) <u>Stauäsegrad:</u> ohne Stauäse (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe:</u> 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität:</u> 52 mol+/m2 (gering) <u>Denitrifikationspotenzial:</u> 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau:</u> 4 - 10 dm: Sand, schwach lehmiger Sand, mittel lehmiger Sand, vereinzelt stark lehmiger Sand aus Auenablagerung stellenweise Uferwall (Holozän) 2 - 10 dm: zum Teil mittel sandiger Lehm, schwach toniger Lehm, sandig-toniger Lehm, stark schluffiger Ton aus zum Teil Auenablagerung (Holozän)

BP	LRT	Quelle	Bodentyp	Beschreibung
				10 – 16.1 dm: Sand, mittel lehmiger Sand, schwach lehmiger Sand aus Auenablagerung (Holozän)
18	91E0	Erlach 2018	Auengley	1 dm: Lehmschluff + sandig-lehmiger Schluff (carbonatfrei-carbonatarm), grundwasserbeeinflusst 2 dm Lehmschluff (carbonatarm), grundwasserbeeinflusst 3 dm : Lehmschluff +schwach toniger Lehm (carbonatfrei-carbonathaltig), grundwasserbeeinflusst aus Auenlehm-Flussablagerungen (Holozän)
19	91E0	Bk 50: L4310_G- A732GS4	Auengley-Brauner Auenboden, z. T. Typischer Brauner Auenboden	4-10 Sand (karbonathaltig) und schwach lehmiger Sand (karbonathaltig) und lehmiger Sand (karbonathaltig), vereinzelt stark lehmiger Sand (karbonathaltig) aus Auenablagerung, stellenweise Uferwall (Holozän) über Sand (karbonathaltig) und lehmiger Sand (karbonathaltig) und schwach lehmiger Sand (karbonathaltig) aus Auenablagerung (Holozän)
20	6430	Bk 50: L4310_G- A732GS4	Auengley-Brauner Auenboden, z. T. Typischer Brauner Auenboden	4-10 Sand (karbonathaltig) und schwach lehmiger Sand (karbonathaltig) und lehmiger Sand (karbonathaltig), vereinzelt stark lehmiger Sand (karbonathaltig) aus Auenablagerung, stellenweise Uferwall (Holozän) über Sand (karbonathaltig) und lehmiger Sand (karbonathaltig) und schwach lehmiger Sand (karbonathaltig) aus Auenablagerung (Holozän)
22	91E0	Bk 50: L4310_G- B842GW4	Gley-Braunerde	<u>Grundwasserstufe:</u> sehr tief, 13 – 20 dm <u>Staunässegrad:</u> ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe:</u> 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität:</u> 30 mol+/m2 (sehr gering) <u>Denitrifikationspotenzial:</u> 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau:</u> 13-20.1 Mittelsand und Feinsand stellenweise schwach lehmiger Sand stellenweise mittel lehmiger Sand aus Terrassenablagerung (Jungpleistozän) alternativ zum Teil Flugsand (Jungpleistozän bis Holozän) 0-7.1 Feinsand und Schluff und schwach schluffiger Sand und mittel schluffiger Sand und stark schluffiger Sand und sandiger Schluff aus Terrassenablagerung zum Teil Schwemmlöß (Jungpleistozän)
23	6510	Bk 50: L4310_G- P841GW3	Gley-Podsol	10-19 Mittelsand und Feinsand, stellenweise schwach lehmiger Sand, stellenweise lehmiger Sand aus Terrassenablagerung (Jungpleistozän), alternativ zum Teil Flugsand (Jungpleistozän bis Holozän) über Feinsand und Schluff und schwach schluffiger Sand und schluffiger Sand und stark schluffiger Sand und sandiger Schluff, aus Terrassenablagerung, zum Teil äolische Ablagerung (Jungpleistozän)
24	6510	Bk 50: L4310_G- A732GS4	Gley-Vega	<u>Grundwasserstufe:</u> sehr tief, 13 – 20 dm (Stufe 4) <u>Staunässegrad:</u> ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe:</u> 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität:</u> 52 mol+/m2 (gering) <u>Denitrifikationspotenzial:</u> 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau:</u> 4-10 Sand, karbonathaltig und schwach lehmiger Sand, karbonathaltig und mittel lehmiger Sand, karbonathaltig vereinzelt stark lehmiger Sand, karbonathaltig aus Auenablagerung stellenweise Uferwall (Holozän) 2-10 zum Teil mittel sandiger Lehm, karbonathaltig und schwach toniger Lehm, karbonathaltig und sandig-toniger Lehm, karbonathaltig und stark schluffiger Ton, karbonathaltig aus zum Teil Auenablagerung (Holozän) 10-16.1 Sand, karbonathaltig und mittel lehmiger Sand, karbonathaltig und schwach lehmiger Sand, karbonathaltig aus Auenablagerung (Holozän)

BP	LRT	Quelle	Bodentyp	Beschreibung
26	9110	Bk 50: L4310_S231SW3	Pseudogley	<u>Grundwasserstufe</u> : ohne Grundwasser (Stufe 0) <u>Stauwassergrad</u> : mittlere Stauwasser (Stufe 3) <u>Durchwurzelungstiefe</u> : 10 dm (sehr hoch) <u>Kationenaustauschkapazität</u> : 289 mol+/m ² (hoch) <u>Denitrifikationspotenzial</u> : 50 – 150 kgN/ha/a (hoch) <u>Schichtenaufbau</u> : 3-10 dm: sandig-toniger Lehm, schwach steinig, vereinzelt stark sandiger Lehm, schwach steinig aus Grundmoräne (Mittelpleistozän) 2-8 dm: toniger Lehm aus Verwitterungsbildung (Altpleistozän und Mittelpleistozän) 2-15.1 dm: Festgestein aus Kalkmergelstein und Sandmergelstein (Oberkreide)
27	9110	Bk 50: L4310_S221SW3	Pseudogley	<u>Grundwasserstufe</u> : ohne Grundwasser (Stufe 0) <u>Stauwassergrad</u> : mittlere Stauwasser (Stufe 3) <u>Durchwurzelungstiefe</u> : 6 dm (gering) <u>Kationenaustauschkapazität</u> : 177 mol+/m ² (hoch) <u>Denitrifikationspotenzial</u> : 50 – 150 kgN/ha/a (hoch) <u>Schichtenaufbau</u> : 3-8 dm: toniger Lehm, zum Teil sandig-toniger Lehm, meist schwach steinig aus Verwitterungsbildung (Jungpleistozän) alternativ zum Teil Grundmoräne (Mittelpleistozän) 12-17.1 dm: Festgestein aus Kalkmergelstein (Oberkreide)
28	9110	Bk 50: L4310_S- G542GW3SW3	Pseudogley-Gley	6-15 dm: stark lehmiger Sand und stark sandiger Lehm, stellenweise schwach sandiger Lehm, stellenweise sandig-toniger Lehm aus Bachablagerung (Holozän) 2-10 dm: toniger Lehm, zum Teil sandig-toniger Lehm, meist schwach steinig aus Verwitterungsbildung (Pleistozän) alternativ zum Teil Grundmoräne (Mittelpleistozän) 0-12.1 dm: Festgestein aus Kalkmergelstein und Sandmergelstein (Oberkreide)
29	91E0	Bk 50: L4310_S531SW3	Pseudogley	3-10 dm: stark lehmiger Sand, schwach steinig und mittel sandiger Lehm, schwach steinig und mittel lehmiger Sand, schwach steinig aus Grundmoräne Mittelpleistozän) 2-10 dm: toniger Lehm, zum Teil stark sandiger Lehm, schwach steinig, zum Teil sandig-toniger Lehm, schwach steinig aus Verwitterungsbildung (Altpleistozän und Mittelpleistozän) alternativ Grundmoräne Mittelpleistozän) 0-15.1 dm: Festgestein aus Kalkmergelstein und Sandmergelstein (Oberkreide)
30	9110	Bk 50: L4310_S231SW3	Pseudogley	3-10 dm: sandig-toniger Lehm, schwach steinig, vereinzelt stark sandiger Lehm, schwach steinig aus Grundmoräne (Mittelpleistozän) 2-8 dm: toniger Lehm aus Verwitterungsbildung (Altpleistozän und Mittelpleistozän) 2-15.1 dm: Festgestein aus Kalkmergelstein und Sandmergelstein (Oberkreide)
31	9160	Bk 5: S-B523Z	Pseudogley-Braunerde	aus Geschiebelehm (Grundmoräne, Saale) über Geschiebemergel (Grundmoräne, Saale) über Tonmergelstein und Sandmergelstein (Oberkreide) basenarm über sehr basenreich, Humusform MOA+MOM, Stauwasser: SW2/2-6
C1	9160	Erlach u. Schwender 2012: S-B733Z	Braunerde-Pseudogley	lehmig-sandig aus Geschiebedecksand (Pleistozän) über Geschiebelehm (Grundmoräne, Saale) über Geschiebemergel (Grundmoräne, Saale); Humusform MOA+MOR; mäßig basenhaltig (basenarm über sehr basenreich); SW2/1-8 Stauwasser schwach/mittlere Stauwasser zwischen 1 und 8 dm unter Gelände; durchwurzelte Tiefe: 90 – 110 cm u. Flur
C2	9130	Erlach u. Schwender 2012: S-B733Z	Pseudogley-Braunerde	lehmig-sandig Geschiebedecksand (Pleistozän) über Geschiebelehm (Grundmoräne, Saale) über Geschiebemergel (Grundmoräne, Saale); Humusform MOA+MOR; mäßig basenhaltig (basenarm über sehr basenreich);

BP	LRT	Quelle	Bodentyp	Beschreibung
				SW2/1-8 Staunässe schwach/mittlere Staunässe zwischen 1 und 8 dm unter Gelände; durchwurzelte Tiefe: 80 – 100 cm u. Flur
C3	9130	Erlach u. Schwender 2012: S-B523Z	Braunerde-Pseudogley	stark lehmig-sandig aus Geschiebelehm (Grundmoräne, Saale) über Geschiebemergel (Grundmoräne, Saale) über Tonmergelstein und Sandmergelstein (Oberkreide), Humusform MOA+MOR; basenreich (basenarm über sehr basenreich); SW2/1-5 Staunässe schwach/mittlere Staunässe zwischen 1 und 5 dm unter Gelände; durchwurzelte Tiefe: 50 – 65 cm u. Flur
C4	9130	Erlach u. Schwender 2012: B-S514	Braunerde-Pseudogley	stark lehmig-sandig aus Geschiebelehm (Grundmoräne, Saale) über Geschiebemergel (Grundmoräne, Saale) teils über Tonmergelstein (Oberkreide); Humusform MOR; basenreich; SW3/1-3 Staunässe mittel/mittlere Staunässe zwischen 1 und 3 dm unter Gelände; durchwurzelte Tiefe: 100 – 120 cm u. Flur
C5	9110	Erlach u. Schwender 2012: B-S514	Braunerde-Pseudogley	stark lehmig-sandig aus Geschiebelehm (Grundmoräne, Saale) über Geschiebemergel (Grundmoräne, Saale) teils über Tonmergelstein (Oberkreide), Humusform MOA+MOR; basenreich; SW3/1-3 Staunässe mittel/mittlere Staunässe zwischen 1 und 3 dm unter Gelände; durchwurzelte Tiefe: 85 – 100 cm u. Flur
C6	9110	Erlach u. Schwender 2012: S-B733Z	Braunerde-Pseudogley	lehmig-sandig aus Geschiebedecksand (Pleistozän) über Geschiebelehm (Grundmoräne, Saale) über Geschiebemergel (Grundmoräne, Saale); Humusform MOA; basenarm (basenarm über sehr basenreich); SW3/0-8 Staunässe mittel/mittlere Staunässe zwischen 0 und 8 dm unter Gelände; durchwurzelte Tiefe: 100 – 120 cm u. Flur
C7	9110	Erlach u. Schwender 2012: S514	Pseudogley	stark lehmig-sandig aus Geschiebelehm (Grundmoräne, Saale) über Geschiebemergel (Grundmoräne, Saale) teils über Tonmergelstein (Oberkreide); Humusform MOA+MOR; basenreich; SW3/0-3 Staunässe mittel/mittlere Staunässe zwischen 0 und 3 dm unter Gelände; durchwurzelte Tiefe: 90 – 100 cm u. Flur
C8	*91E0	Erlach u. Schwender 2012: GN745	Nassogley	lehmig-sandig aus Bachablagerungen (Holozän) über Geschiebelehm (Grundmoräne, Saale); Humusform MUF; sehr basenreich; GW1A Grundwasser 0 - < 2 dm, freier Wasserstand; durchwurzelte Tiefe: 40 – 90 cm u. Flur
C9	9160	Erlach u. Schwender 2012: S-B723Z	Pseudogley-Braunerde	lehmig-sandig aus Geschiebedecksand (Pleistozän) über Geschiebelehm (Grundmoräne, Saale) über Geschiebemergel (Grundmoräne, Saale); Humusform MOA+MOR; mäßig basenhaltig (basenarm über sehr basenreich); SW2/2-6 Staunässe schwach/mittlere Staunässe zwischen 2 und 6 dm unter Gelände; durchwurzelte Tiefe: 85 – 95 cm u. Flur
C10	9160	Erlach u. Schwender 2012: B-S514	Braunerde-Pseudogley	stark lehmig-sandig aus Geschiebelehm (Grundmoräne, Saale) über Geschiebemergel (Grundmoräne, Saale) teils über Tonmergelstein (Oberkreide); Humusform MOA+MOR+MRA; basenreich; SW3/1-3 Staunässe mittel/mittlere Staunässe zwischen 1 und 3 dm unter Gelände; durchwurzelte Tiefe: 90 – 110 cm u. Flur
C11	9110	Erlach u. Schwender 2012: B-S514	Braunerde-Pseudogley	stark lehmig-sandig aus Geschiebelehm (Grundmoräne, Saale) über Geschiebemergel (Grundmoräne, Saale) teils über Tonmergelstein (Oberkreide); Humusform MOA+MOR+MRA; basenreich; SW3/1-3 Staunässe mittel/mittlere Staunässe zwischen 1 und 3 dm unter Gelände; durchwurzelte Tiefe: 105 – 115 cm u. Flur
2n(1)	*91E0	Bk 50: L4310_ G-A731 GS4	Gley-Vega	<u>Grundwasserstufe</u> : sehr tief, 13 – 20 dm (Stufe 4) <u>Staunässegrad</u> : ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe</u> : 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität</u> : 52 mol+/m2 (gering) <u>Denitrifikationspotenzial</u> : 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau1</u>): 4 - 10 dm: Sand, schwach lehmiger Sand, mittel lehmiger Sand,

BP	LRT	Quelle	Bodentyp	Beschreibung
				vereinzelt stark lehmiger Sand aus Auenablagerung stellenweise Uferwall (Holozän) 2 - 10 dm: zum Teil mittel sandiger Lehm, schwach toniger Lehm, sandig-toniger Lehm, stark schluffiger Ton aus zum Teil Auenablagerung (Holozän) 10-16.1 dm: Sand, mittel lehmiger Sand, schwach lehmiger Sand aus Auenablagerung (Holozän)
2n(2)	9160	Bk 50: L4310_ G-A731 GS4	Gley-Vega	<u>Grundwasserstufe:</u> sehr tief, 13 – 20 dm (Stufe 4) <u>Staunässegrad:</u> ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe:</u> 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität:</u> 52 mol+/m2 (gering) <u>Denitrifikationspotenzial:</u> 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau1):</u> 4 - 10 dm: Sand, schwach lehmiger Sand, mittel lehmiger Sand, vereinzelt stark lehmiger Sand aus Auenablagerung stellenweise Uferwall (Holozän) 2 - 10 dm: zum Teil mittel sandiger Lehm, schwach toniger Lehm, sandig-toniger Lehm, stark schluffiger Ton aus zum Teil Auenablagerung (Holozän) 10-16.1 dm: Sand, mittel lehmiger Sand, schwach lehmiger Sand aus Auenablagerung (Holozän)
2n(1)	91F0	Bk 50: L4310_ G-A731 GS4	Gley-Vega	<u>Grundwasserstufe:</u> sehr tief, 13 – 20 dm (Stufe 4) <u>Staunässegrad:</u> ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe:</u> 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität:</u> 52 mol+/m2 (gering) <u>Denitrifikationspotenzial:</u> 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau1):</u> 4 - 10 dm: Sand, schwach lehmiger Sand, mittel lehmiger Sand, vereinzelt stark lehmiger Sand aus Auenablagerung stellenweise Uferwall (Holozän) 2 - 10 dm: zum Teil mittel sandiger Lehm, schwach toniger Lehm, sandig-toniger Lehm, stark schluffiger Ton aus zum Teil Auenablagerung (Holozän) 10-16.1 dm: Sand, mittel lehmiger Sand, schwach lehmiger Sand aus Auenablagerung (Holozän)
3n	9190	Erlach 2014, B1: B-G GWS 2-3	Braunerde-Gley	Braunerde-Gley, podsoliert, aus carbonatarmem Niederterrassensand der Lippe. Grundwasserstand (GWS) stark schwankend, im Mittel 4 - <8 dm (=GWS 2) unter Geländeoberfläche (GOF). Aktueller GWS > 10 dm unter Flur. Basenarm bis mittelbasisch, pH(H ₂ O): 4,0-4,8-, Humusform: mullartiger Moder
3bn	9110	Erlach 2014, B4: B_G GWS 2-3	Braunerde-Gley	Braunerde-Gley, podsoliert, aus carbonatarmem Niederterrassensand der Lippe. Grundwasserstand (GWS) stark schwankend, im Mittel 4 - <8 dm (=GWS 2) unter Geländeoberfläche (GOF). Aktueller GWS > 10 dm unter Flur. Basenarm bis mittelbasisch, pH(H ₂ O): 3,9-4,7, Humusform: rohhumusarmer Moder bis mullartiger Moder
4n	6510	Bk 50: L4310_G-B842 GW4	Gley-Braunerde	<u>Grundwasserstufe:</u> sehr tief, 13 – 20 dm (Stufe 4) <u>Staunässegrad:</u> ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe:</u> 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität:</u> 30 mol+/m2 (sehr gering) <u>Denitrifikationspotenzial:</u> 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau1):</u> 13 – 20.1 dm: Mittelsand, Feinsand, stellenweise schwach lehmiger Sand, stellenweise mittel lehmiger Sand aus Terrassenablagerung (Jungpleistozän) alternativ zum Teil (Jungpleistozän bis Holozän) 0 – 7.1 dm:

BP	LRT	Quelle	Bodentyp	Beschreibung
				Feinsand, Schluff, schwach schluffiger Sand, mittel schluffiger Sand, stark schluffiger Sand, sandiger Schluff aus Terrassenablagerung zum Teil Schwemmlöß (Jungpleistozän)
6bn	6430	Bk 50: L4310_ G-A731 GS4	Gley-Vega	<u>Grundwasserstufe:</u> sehr tief, 13 – 20 dm (Stufe 4) <u>Stauanässegrad:</u> ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe:</u> 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität:</u> 52 mol+/m2 (gering) <u>Denitrifikationspotenzial:</u> 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau1):</u> 4 - 10 dm: Sand, schwach lehmiger Sand, mittel lehmiger Sand, vereinzelt stark lehmiger Sand aus Auenablagerung stellenweise Uferwall (Holozän) 2 - 10 dm: zum Teil mittel sandiger Lehm, schwach toniger Lehm, sandig-toniger Lehm, stark schluffiger Ton aus zum Teil Auenablagerung (Holozän) 10 – 16.1: Sand, mittel lehmiger Sand, schwach lehmiger Sand aus Auenablagerung (Holozän)
7n	91F0	Erlach 2014, B16: G-A GWS3	Vega-Gley	Vega aus carbonatreichen holozänen Auensedimenten (Auensand, Auenlehm) der Lippe. Grundwasserstand (GWS) stark schwankend, im Mittel 8 - <13 dm (=GWS 3) unter Geländeoberfläche (GOF). Aktueller GWS > 10 dm unter Flur. Sehr basenreich, pH(H ₂ O): 7,5 – 7,9, Humusform: Mull
12bn	6510	Bk 50: L4310_G- A731GS4	Gley-Vega	<u>Grundwasserstufe:</u> sehr tief, 13 – 20 dm (Stufe 4) <u>Stauanässegrad:</u> ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe:</u> 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität:</u> 52 mol+/m2 (gering) <u>Denitrifikationspotenzial:</u> 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau1):</u> 4 - 10 dm: Sand, schwach lehmiger Sand, mittel lehmiger Sand, vereinzelt stark lehmiger Sand aus Auenablagerung stellenweise Uferwall (Holozän) 2 - 10 dm: zum Teil mittel sandiger Lehm, schwach toniger Lehm, sandig-toniger Lehm, stark schluffiger Ton aus zum Teil Auenablagerung (Holozän) 10 – 16.1: Sand, mittel lehmiger Sand, schwach lehmiger Sand aus Auenablagerung (Holozän)
23n	9190	Erlach 2014, B5: G-A GWS 2-3	Vega-Gley	Vega-Gley aus holozänen Auensedimenten (Auensand, Auenlehm) der Lippe. Grundwasserstand (GWS) stark schwankend, im Mittel 4 - <8 dm (=GWS 2) unter Geländeoberfläche (GOF). Aktueller GWS > 10 dm unter Flur. Basenreich bis mittelbasisch, pH(H ₂ O): 4,5-5,4, Humusform: Mull
25n	9160	Erlach 2014, B7: GH GWS 2-3	Gley-Braunerde	Humus-Gley aus holozänen Auensedimenten über Niederterrassensand der Lippe. Grundwasserstand (GWS) leicht schwankend, im Mittel 4 - <8 dm (=GWS 2) unter Geländeoberfläche (GOF). Aktueller GWS 8 dm unter Flur. Basenreich, pH(H ₂ O): 6,0 - 6,6, Humusform: Mull
26n	9190	Erlach 2014: G-A GWS 2-3	Vega-Gley	Vega-Gley aus holozänen Auensedimenten über Niederterrassensand der Lippe. Grundwasserstand (GWS) stark schwankend, im Mittel 4 - <8 dm (=GWS 2) unter Geländeoberfläche (GOF). Aktueller GWS > 10 dm unter Flur. mittelbasisch, pH(H ₂ O): 4,2 - 4,5, Humusform: Mullartiger Moder
27n	91F0	Bk 50: L4310_G- A731GS4	Gley-Vega	<u>Grundwasserstufe:</u> sehr tief, 13 – 20 dm (Stufe 4) <u>Stauanässegrad:</u> ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe:</u> 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität:</u> 52 mol+/m2 (gering) <u>Denitrifikationspotenzial:</u> 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau1):</u>

BP	LRT	Quelle	Bodentyp	Beschreibung
				<p>4 - 10 dm: Sand, schwach lehmiger Sand, mittel lehmiger Sand, vereinzelt stark lehmiger Sand aus Auenablagerung stellenweise Uferwall (Holozän)</p> <p>2 - 10 dm: zum Teil mittel sandiger Lehm, schwach toniger Lehm, sandig-toniger Lehm, stark schluffiger Ton aus zum Teil Auenablagerung (Holozän)</p> <p>10 – 16.1: Sand, mittel lehmiger Sand, schwach lehmiger Sand aus Auenablagerung (Holozän)</p>
9n	*91E0	Bk 50: L4310_G- A731GS4	Gley-Vega	<p><u>Grundwasserstufe:</u> sehr tief, 13 – 20 dm (Stufe 4) <u>Staunässegrad:</u> ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe:</u> 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität:</u> 52 mol+/m2 (gering) <u>Denitrifikationspotenzial:</u> 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau1):</u></p> <p>4 - 10 dm: Sand, schwach lehmiger Sand, mittel lehmiger Sand, vereinzelt stark lehmiger Sand aus Auenablagerung stellenweise Uferwall (Holozän)</p> <p>2 - 10 dm: zum Teil mittel sandiger Lehm, schwach toniger Lehm, sandig-toniger Lehm, stark schluffiger Ton aus zum Teil Auenablagerung (Holozän)</p> <p>10 – 16.1: Sand, mittel lehmiger Sand, schwach lehmiger Sand aus Auenablagerung (Holozän)</p>
13n	*91E0	Bk 50: L4310_G- A731GS4	Gley-Vega	<p><u>Grundwasserstufe:</u> sehr tief, 13 – 20 dm (Stufe 4) <u>Staunässegrad:</u> ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe:</u> 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität:</u> 52 mol+/m2 (gering) <u>Denitrifikationspotenzial:</u> 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau1):</u></p> <p>4 - 10 dm: Sand, schwach lehmiger Sand, mittel lehmiger Sand, vereinzelt stark lehmiger Sand aus Auenablagerung stellenweise Uferwall (Holozän)</p> <p>2 - 10 dm: zum Teil mittel sandiger Lehm, schwach toniger Lehm, sandig-toniger Lehm, stark schluffiger Ton aus zum Teil Auenablagerung (Holozän)</p> <p>10 – 16.1: Sand, mittel lehmiger Sand, schwach lehmiger Sand aus Auenablagerung (Holozän)</p>
16bn	6510	Bk 50: L4310_G- A732GS4	Gley-Vega	<p><u>Grundwasserstufe:</u> sehr tief, 13 – 20 dm (Stufe 4) <u>Staunässegrad:</u> ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe:</u> 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität:</u> 52 mol+/m2 (gering) <u>Denitrifikationspotenzial:</u> 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau1):</u></p> <p>4 - 10 dm: Sand (karbonathaltig), schwach lehmiger Sand (karbonathaltig), mittel lehmiger Sand (karbonathaltig), vereinzelt stark lehmiger Sand (karbonathaltig) aus Auenablagerung stellenweise Uferwall (Holozän)</p> <p>2 - 10 dm: zum Teil mittel sandiger Lehm (karbonathaltig), schwach toniger Lehm (karbonathaltig), sandig-toniger Lehm (karbonathaltig), stark schluffiger Ton (karbonathaltig) aus zum Teil Auenablagerung (Holozän)</p> <p>10 – 16.1: Sand (karbonathaltig), mittel lehmiger Sand (karbonathaltig), schwach lehmiger Sand (karbonathaltig) aus Auenablagerung (Holozän)</p>

BP	LRT	Quelle	Bodentyp	Beschreibung
30b	*91E0	Bk 50: L4310_G- A732GS4	Gley-Vega	<p><u>Grundwasserstufe</u>: sehr tief, 13 – 20 dm (Stufe 4) <u>Stauanäsegrad</u>: ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe</u>: 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität</u>: 52 mol+/m² (gering) <u>Denitrifikationspotenzial</u>: 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau1</u>): 4 - 10 dm: Sand (karbonathaltig), schwach lehmiger Sand (karbonathaltig), mittellehmiger Sand (karbonathaltig), vereinzelt stark lehmiger Sand (karbonathaltig) aus Auenablagerung stellenweise Uferwall (Holozän) 2 - 10 dm: zum Teil mittel sandiger Lehm (karbonathaltig), schwach toniger Lehm (karbonathaltig), sandig-toniger Lehm (karbonathaltig), stark schluffiger Ton (karbonathaltig) aus zum Teil Auenablagerung (Holozän) 10 – 16.1: Sand (karbonathaltig), mittel lehmiger Sand (karbonathaltig), schwach lehmiger Sand (karbonathaltig) aus Auenablagerung (Holozän)</p>
21n	9110	Bk 50: L4310_S231SW3	Pseudogley	<p><u>Grundwasserstufe</u>: ohne Grundwasser (Stufe 0) <u>Stauanäsegrad</u>: mittlere Staunässe (Stufe 3) <u>Durchwurzelungstiefe</u>: 10 dm (hoch) <u>Kationenaustauschkapazität</u>: 289 mol+/m² (hoch) <u>Denitrifikationspotenzial</u>: 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau1</u>): 3 - 10 dm: sandig-toniger Lehm, schwach steinig, vereinzelt stark sandiger Lehm, schwach steinig aus Grundmoräne (Mittelpleistozän) 2 - 8 dm: toniger Lehm aus Verwitterungsbildung (Altpleistozän und Mittelpleistozän) 2 – 15.1: Festgestein aus Kalkmergelstein und Sandmergelstein (Oberkreide)</p>
32n	*91E0	Bk 50: L4310_S- G241GW3SW3	Pseudogley-Gley	<p><u>Grundwasserstufe</u>: tief, 8 – 13 dm (Stufe 3) <u>Stauanäsegrad</u>: mittlere Staunässe (Stufe 3) <u>Durchwurzelungstiefe</u>: 10 dm (sehr hoch) <u>Kationenaustauschkapazität</u>: 276 mol+/m² (hoch) <u>Denitrifikationspotenzial</u>: 50 – 150 kgN/ha/a (hoch) <u>Schichtenaufbau1</u>): 4 - 10 dm: schluffiger Lehm, mittel sandiger Lehm, schwach sandiger Lehm, toniger Lehm, stark schluffiger Ton aus Bachablagerung (Holozän) 2 - 8 dm: schluffiger Lehm, toniger Lehm, stark schluffiger Ton aus Verwitterungsbildung (Pleistozän) 2 – 14.1: Festgestein aus Kalkmergelstein und Sandmergelstein (Oberkreide)</p>
1E	9190	Bk 50: L4310_ G841 GWA3	Gley	<p><u>Grundwasserstufe</u>: tief, 8 – 13 dm (Stufe 3) <u>Stauanäsegrad</u>: ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe</u>: 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität</u>: 30 mol+/m² (sehr gering) <u>Denitrifikationspotenzial</u>: 50 – 150 kgN/ha/a (hoch) <u>Schichtenaufbau1</u>): 10 – 20.1 dm: Mittelsand, Feinsand, stellenweise schwach lehmiger Sand, stellenweise mittel lehmiger Sand aus Terrassenablagerung (Jungpleistozän) alternativ zum Teil Flugsand (Jungpleistozän bis Holozän) 0 – 10.1 dm: Feinsand, Schluff, schwach schluffiger Sand, mittel schluffiger Sand, stark schluffiger Sand, sandiger Schluff aus Terrassenablagerung zum Teil Schwemmlöß (Jungpleistozän)</p>

BP	LRT	Quelle	Bodentyp	Beschreibung
2E	9160	Bk 50: L4310_ G-A731 GS4	Gley-Vega	<u>Grundwasserstufe</u> : sehr tief, 13 – 20 dm (Stufe 4) <u>Staunässegrad</u> : ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe</u> : 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität</u> : 52 mol+/m2 (gering) <u>Denitrifikationspotenzial</u> : 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau1</u>): 4 - 10 dm: Sand, schwach lehmiger Sand, mittel lehmiger Sand, vereinzelt stark lehmiger Sand aus Auenablagerung stellenweise Uferwall (Holozän) 2 - 10 dm: zum Teil mittel sandiger Lehm, schwach toniger Lehm, sandig-toniger Lehm, stark schluffiger Ton aus zum Teil Auenablagerung (Holozän) 10-16.1 dm: Sand, mittel lehmiger Sand, schwach lehmiger Sand aus Auenablagerung (Holozän)
3E	9110	Bk 50: L4310_ G841 GWA3	Gley	<u>Grundwasserstufe</u> : tief, 8 – 13 dm (Stufe 3) <u>Staunässegrad</u> : ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe</u> : 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität</u> : 30 mol+/m2 (sehr gering) <u>Denitrifikationspotenzial</u> : 50 – 150 kgN/ha/a (hoch) <u>Schichtenaufbau1</u>): 10 – 20.1 dm: Mittelsand, Feinsand, stellenweise schwach lehmiger Sand, stellenweise mittel lehmiger Sand aus Terrassenablagerung (Jungpleistozän) alternativ zum Teil Flugsand (Jungpleistozän bis Holozän) 0 – 10.1 dm: Feinsand, Schluff, schwach schluffiger Sand, mittel schluffiger Sand, stark schluffiger Sand, sandiger Schluff aus Terrassenablagerung zum Teil Schwemmlöß (Jungpleistozän)
4E	9160	Bk 50: L4310_ G841 GWA3	Gley	<u>Grundwasserstufe</u> : tief, 8 – 13 dm (Stufe 3) <u>Staunässegrad</u> : ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe</u> : 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität</u> : 30 mol+/m2 (sehr gering) <u>Denitrifikationspotenzial</u> : 50 – 150 kgN/ha/a (hoch) <u>Schichtenaufbau1</u>): 10 – 20.1 dm: Mittelsand, Feinsand, stellenweise schwach lehmiger Sand, stellenweise mittel lehmiger Sand aus Terrassenablagerung (Jungpleistozän) alternativ zum Teil Flugsand (Jungpleistozän bis Holozän) 0 – 10.1 dm: Feinsand, Schluff, schwach schluffiger Sand, mittel schluffiger Sand, stark schluffiger Sand, sandiger Schluff aus Terrassenablagerung zum Teil Schwemmlöß (Jungpleistozän)
5E	91F0	Bk 50: L4310_ G841 GWA3	Gley	<u>Grundwasserstufe</u> : tief, 8 – 13 dm (Stufe 3) <u>Staunässegrad</u> : ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe</u> : 7 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität</u> : 30 mol+/m2 (sehr gering) <u>Denitrifikationspotenzial</u> : 50 – 150 kgN/ha/a (hoch) <u>Schichtenaufbau1</u>): 10 – 20.1 dm: Mittelsand, Feinsand, stellenweise schwach lehmiger Sand, stellenweise mittel lehmiger Sand aus Terrassenablagerung (Jungpleistozän) alternativ zum Teil Flugsand (Jungpleistozän bis Holozän) 0 – 10.1 dm: Feinsand, Schluff, schwach schluffiger Sand, mittel schluffiger Sand, stark schluffiger Sand, sandiger Schluff aus Terrassenablagerung zum Teil Schwemmlöß (Jungpleistozän)
6E	91E0	Bk 50: L4310_G-A431 GS4	Auengley-Brauner Auenboden	<u>Grundwasserstufe</u> : sehr tief, 13 – 20 dm (Stufe 4) <u>Staunässegrad</u> : ohne Staunässe (Stufe 0) <u>Durchwurzelungstiefe</u> : 10 dm (mittel) <u>Kationenaustauschkapazität</u> : 140 mol+/m2 (mittel) <u>Denitrifikationspotenzial</u> : 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau</u> : 6-10 dm schluffig-lehmiger Sand und schwach sandiger Lehm aus Auenablagerung (Holozän) 10-14.1 dm Sand vereinzelt mittel schluffiger Sand vereinzelt mittel lehmiger Sand aus Auenablagerung (Holozän)

BP	LRT	Quelle	Bodentyp	Beschreibung
7E	91E0	Bk 50: L4310_G-A431 GS4	Auengley- Brauner Auenbo- den	Grundwasserstufe: sehr tief, 13 – 20 dm (Stufe 4) Staunässegrad: ohne Staunässe (Stufe 0) Durchwurzelungstiefe: 10 dm (mittel) Kationenaustauschkapazität: 140 mol+/m ² (mittel) Denitrifikationspotenzial: 30 – 50 kgN/ha/a (mittel) <u>Schichtenaufbau:</u> 6-10 dm schluffig-lehmiger Sand und schwach sandiger Lehm aus Auenablagerung (Holozän) 10-14.1 dm Sand vereinzelt mittel schluffiger Sand ver- einzelt mittel lehmiger Sand aus Auenablagerung (Ho- lozän)

4.2 Klimadaten

Jahresniederschlagssumme und Jahresmitteltemperatur sind den Rasterdaten des DWD-Datensatzes für das jeweils 30-jährige Mittel von 1991-2020 entnommen (DWD 2021). Die Sickerwasserrate stammt aus „Langjährigen Wasserhaushaltskomponenten im Wasserhaushaltsmodell mGROWA als Geodatabase“ auf der Grundlage des DWD-Datensatzes für das jeweils 30-jährige Mittel von 1991-2020 (DWD 2021 (LANUV NRW 2021b⁶)) (Tab. 3).

Tab. 3: Sickerwasserrate (LANUV NRW 2021b), Jahressumme der Niederschläge sowie Jahresmitteltemperatur (DWD 2021) an den Beurteilungspunkten der LRT-Flächen

BP	LRT	Sickerwasserrate (m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹)	Niederschlag (mm a ⁻¹)	Temperatur (°C)
1	9190	340	785	10,7
2	91F0	318	784	10,7
3	91E0*	275	786	10,7
4	91F0	306	786	10,7
6	91E0*	332	786	10,7
7	9190	332	786	10,7
7b	9110	332	786	10,7
9	6510	328	785	10,7
11	9160	293	782	10,7
12	91F0	293	782	10,7
13	6430	319	791	10,7
14	6430	309	785	10,7
18	91E0*	345	814	10,7
19	91E0*	274	814	10,7
20	6430	384	796	10,7
22	91E0*	384	796	10,7
23	6510	332	788	10,6
24	6510	326	794	10,6
26	9110	297	855	10,4
27	9110	297	855	10,4
28	9110	278	812	10,5
29	91E0*	373	834	10,4
30	9110	288	847	10,3
31	9160	263	830	10,4
C1	9160	352	817	10,6
C2	9130	352	817	10,6
C3	9130	352	817	10,6
C4	9130	352	817	10,6
C5	9110	297	855	10,4
C6	9110	245	826	10,5
C7	9110	278	812	10,5
C8	91E0*	373	834	10,4
C9	9160	263	830	10,4
C10	9160	335	830	10,4
C11	9110	335	830	10,4
2n(1)	91E0*	333	788	10,7

⁶ https://www.opengeodata.nrw.de/produkte/umwelt_klima/wasser/mgrowa/

BP	LRT	Sickerwasserrate (m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹)	Niederschlag (mm a ⁻¹)	Temperatur (°C)
2n(2)	9160	333	788	10,7
2n(3)	91F0	333	788	10,7
3n	9190	331	786	10,7
3bn	9110	331	786	10,7
4n	6510	328	785	10,7
6bn	6430	311	782	10,7
7n	91F0	293	782	10,7
12bn	6510	320	787	10,7
23n	9190	331	782	10,7
25n	9160	293	782	10,7
26n	9190	287	782	10,7
27n	91F0	313	782	10,7
9n	91E0*	309	785	10,7
13n	91E0*	333	801	10,7
16bn	6510	330	794	10,6
30bn	91E0	274	814	10,7
21n	9110	297	855	10,4
32n	91E0*	299	829	10,4
1E	9190	301	787	10,7
2E	9160	333	788	10,7
3E	9110	331	786	10,7
4E	9160	334	786	10,7
5E	91F0	329	786	10,7
6E	91F0	278	786	10,7
7E	91E0*	286	786	10,7

4.3 Vegetation

Als Grundlage für die Ermittlung der Vegetation (Tab. 4) diene

- die Vegetationskartierung von WELUGA vom Juni 2021
- das Biotopkataster schutzwürdiger Biotope des Landes Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW, Zugriff 7/2021)⁷
- das Maßnahmenkonzept Natura 2000 Lippeaue, Bereich Ost, Anhang 1: Maßnahmen-tabelle (IVÖR - Institut für Vegetationskunde, Ökologie und Raumplanung) (2016-2018)

Um zu garantieren, dass nicht ggf. ungünstige aktuelle Erhaltungszustände manifestiert werden, sondern ein guter ökologischer Zustand bei Einhaltung des Critical Loads wiederhergestellt wird, ist für jeden aktuellen Vegetationstyp eine Ziel-Pflanzengesellschaft zu bestimmen. Für diese Pflanzengesellschaft im guten ökologischen Ziel-Zustand wird der Critical Load ermittelt.

Tab. 4: Vegetation der FFH-LRT (LANUV NRW 2019, WELUGA 2021) bzw. der LRT-Entwicklungsflächen (IVOR 2016-2018, WELUGA 2021)

BP	LRT	Datenquelle	Aktuelle Vegetationsgesellschaft	Erhaltungsziel (=Pot. nat. Vegetationsgesellschaft)
1	9190	BT-4310-0309-2000 (2000)	Betulo pendulae-Quercetum roboris	Betulo-Quercetum roboris (Molinia-Subass.) (GAUME 1924) TX. 1937
2	91F0	BT-4310-0069-2015 (2017)	Ulmion minoris Fragmentges.	Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953
3	91E0*	BT-4310-0189-2015 (2015)	Salicion albae	Urtico-Alnetum FUKAREK 1961
4	91F0	BT-4310-0202-2015 (2015)	Ulmion minoris Fragmentges.	Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953

⁷ <http://bk.naturschutzinformationen.nrw.de/bk/de/start>

BP	LRT	Datenquelle	Aktuelle Vegetationsgesellschaft	Erhaltungsziel (=Pot. nat. Vegetations-gesellschaft)
6	91E0*	BT-4310-0341-2015 (2015)	Alnenion glutinosae	Cardamino armarae-Alnetum glutinosae (MEIJER-DREES 1936) PASSARGE 1968
7	9190	BT-4310-0347-2015 (2015)	Quercion roboris	Betulo-Quercetum petraeae (GAUME 1924) TX. 1937
7b	9110	BT-4310-0352-2015 (2015)	Luzulo-Fagenion	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASSARGE 1960
9	6510	BT-4310-0439-2015 (2015)	Arrhenatheretum elatioris, Flachlandausb	Dauco-Arrhenatheretum elatioris (typ. Subass.) TX. 1937
11	9160	BT-4310-0535-2015 (2015)	Stellario holosteae-Carpinetum betuli typicum	Stellario holosteae-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957
12	91F0	BT-4310-0547-2015 (2015)	Ulmenion minoris Fragmentges.	Quercu-Ulmetum minoris ISSLER 1953
13	6430	BT-4310-0051-2017 (2017)	Chaerophylletum bulbosi	Chaerophylletum bulbosi TX. 1937 + Salicetum albae ISSLER 1926
14	6430	BT-4310-7354-2000	Phalaridetum arundinaceae (PARU)Lysimachia vulgaris-Lythrum salicaria-Ges. (L-L-G)Valeriano-Filipenduletum (V-FIL), (fragm.)Convolvulus sepium-Epilobium hirsutum-Ges. (C-E-G)Chaerophylletum bulbosi (CBUL)	Convolvulo-Epilobietum hirsuti HILB., HEINR. et NIEM. 1972
18	91E0*	BT-4311-7006-1999 und Weluga 2010	Salicetum albae (SAL).; (mit höherem Anteil an Hybridpappeln)	Salicetum albae ISSLER 1926
19	91E0*	BT-4311-0014-2009	Salicetum albae (SAL)Salicetum triandro-viminalis (STRI)	Salicetum albae ISSLER 1926
20	6430	BT-4311-0002-2000 und Weluga 2010	Chaerophylletum bulbosi (CBUL)Filipendulion Fragmentges. (FI-FG)Convolvulus sepium-Epilobium hirsutum-Ges. (C-E-G)	Convolvulo-Epilobietum hirsuti HILB., HEINR. et NIEM. 1972
22	91E0*	BT-4311-0022 (1999)	Salicetum triandro-viminalis	Salicetum triandro-viminalis (TX.1931) LOHM. 1952
23	6510	BT-4311-0017-2009	ohne Zuordnung (OZ)	Arrhenatheretum elatioris subatlanticum (Alopecurus-Subass.) TX. 1937 (1955)
24	6510	BT-4311-0206-2014 (2014)	Arrhenatheretum elatioris ranunculetosum bulb., Flachl.ausb	Dauco-Arrhenatheretum elatioris (Ranunculus bulbosus-Subass.) TX. 1937
26	9110	BT-4311-0022-2012 (2012)	Periclymeno-Fagetum	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASSARGE 1960
27	9110	BT-4311-0022-2012 (2012)	Periclymeno-Fagetum	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASSARGE 1960
28	9110	BT-4311-0026-2012 (2012)	Luzulo luzuloidis-Fagetum	Luzulo luzuloides-Fagetum (typ. Subass.) MEUSEL 1937
29	91E0*	BT-4311-0053-2012 (2016)	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum excelsi W.KOCH 1926 ex FABER 1936
30	9110	BT-4311-0074-2012 (2012)	Periclymeno-Fagetum	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASSARGE 1960
31	9160	BT-4311-0029-2012 (2012)	Stellario holosteae-Carpinetum	Stellario holosteae-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957

BP	LRT	Datenquelle	Aktuelle Vegetationsgesellschaft	Erhaltungsziel (=Pot. nat. Vegetations-gesellschaft)
C1	9160	BT-4311-0004-2012 (2012)	Stellario holosteae-Carpinetum betuli	Stellario holosteae-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957
C2	9130	BT-4311-0006-2012 (2012)	Galio odorati-Fagetum	Melico-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) KNAPP em. 1942
C3	9130	BT-4311-0006-2012 (2012)	Galio odorati-Fagetum	Asperulo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) SOUGNEZ u. THILL 1959
C4	9130	BT-4311-0006-2012 (2012)	Galio odorati-Fagetum	Asperulo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) SOUGNEZ u. THILL 1959
C5	9110	BT-4311-0022-2012 (2012)	Periclymeno-Fagetum	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASSARGE 1960
C6	9110	BT-4311-0023-2012 (2012)	Luzulo luzuloidis-Fagetum	Luzulo luzuloides-Fagetum (typ. Subass.) MEUSEL 1937
C7	9110	BT-4311-0026-2012 (2012)	Luzulo luzuloidis-Fagetum	Luzulo luzuloides-Fagetum (typ. Subass.) MEUSEL 1937
C8	91E0*	BT-4311-0053-2012 (2016)	Carici remotae-Fraxinetum	Carici remotae-Fraxinetum excelsi W. KOCH 1926 ex FABER 1936
C9	9160	BT-4311-0029-2012 (2012)	Stellario holosteae-Carpinetum	Stellario holosteae-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957
C10	9160	BT-4311-0048-2012 (2012)	Stellario holosteae-Carpinetum	Stellario holosteae-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957
C11	9110	BT-4311-0045-2012 (2012)	Periclymeno-Fagetum	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASSARGE 1960
2n(1)	91E0*	WELUGA 2021 (BT-4310-0065-2006)	Salicetum albae (SAL)	Salicetum albae ISSLER 1926
2n(2)	9160	WELUGA 2021 (BT-4310-0326-2015)	Stellario holosteae-Carpinetum betuli stachyetosum	Stachyo-Carpinetum betuli TÜXEN 1930
2n(3)	91F0	WELUGA 2021 (BT-4310-0324-2015)	Ulmenion minoris Fragmentges. (UL-FG)	Urtico-Alnetum FUKAREK 1961 / Querco-Ulmetum ISSLER 1953
3n	9190	WELUGA 2021 (BT-4310-0347-2015 (2015))	Quercion roboris (QN-V)	Betulo-Quercetum petraeae (GAUME 1924) TX. 1937
3bn	9110	WELUGA 2021 (4310-0347-2015)	Luzulo-Fagenion (LFN-UV)	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASS. 1957
4n	6510	(BT-4310-0439-2015 (2015))	Arrhenatheretum elatioris, Flachland-Ausbildung (AEL-F)	Arrhenatheretum elatioris subatlanticum (Alopecurus-Subass.) TX. 1937 (1955)
6bn	6430	(BT-4310-0500-2015 (2015))	Senecionion fluviatilis Fragmentges. (SF-FG)	Convolvulo-Eupatorietum cannabini (OBERD. et al. 1967) GÖRS 1974
7n	91F0	(BT-4310-0547-2015 (2015))	Ulmenion minoris Fragmentges. (UL-FG)	Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953
12bn	6510	BT-4310-0281-2015	Arrhenatheretum elatioris ranunculetosum bulb., Flachl.ausb., Var. v. Luzula camp. Subvar. Carex ar. (GL) (A22t)	Arrhenatheretum elatioris subatlanticum (Ranunculus bulbosus-Subass.) TX. 1937 (1955)
23n	9190	WELUGA 2021 (BT-4310-0347-2015)	ohne Zuordnung (OZ)	Betulo-Quercetum petraeae (GAUME 1924) TX. 1937
25n	9160	BT-4310-0535-2015 (2015),	Stellario holosteae-Carpinetum betuli typicum (ST-Ct)	Stellario holosteae-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957
26n	9190	BT-4310-0536-2015 (2015)	Gesellschaft: Quercion roboris (QN-V)	Betulo-Quercetum petraeae (GAUME 1924) TX. 1937

BP	LRT	Datenquelle	Aktuelle Vegetationsgesellschaft	Erhaltungsziel (=Pot. nat. Vegetations-gesellschaft)
27n	91F0	BT-4310-0024-2008 (2008)	ohne Zuordnung (OZ)	Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953
9n	91E0*	BT-4310-0009-1999 (2016)	Salicetum albae (SAL)	Salicetum albae ISSLER 1926
13n	91E0*	BK-4310-803-9 (1999)	Salicetum triandro-viminalis (STRI)	Salicetum albae ISSLER 1926
16bn	6510	BT-4311-0206-2014	Arrhenatheretum elatioris ranunculetosum bulb., Flachl.ausb. (GL) (A2)	Arrhenatheretum elatioris subatlanticum (Alopecurus-Subass.) TX. 1937 (1955)
30bn	91E0	BK-4311-0022 (1999)	Salicetum triandro-viminalis (STRI)	Salicetum albae ISSLER 1927
21n	9110	BT-4311-0022-2012 (2012)	Periclymeno-Fagetum (P-FA)	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASSARGE 1960
32n	91E0*	BT-4311-0036-2012 (2012)	Carici remotae-Fraxinetum (C-FR)	Carici remotae-Fraxinetum excelsi W. KOCH 1926 ex FABER 1936
1E	9190	WELUGA 2021 (MAS 4310-0063-2015)	Keine Angabe	Betulo-Quercetum petraeae (GAUME 1924) TX. 1937
2E	9160	MAS 4310-0064-2015	Keine Angabe	Stellario holostea-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957
3E	9110	WELUGA 2021 (MAS 4310-0069-2015)	Keine Angabe	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASS. 1957
4E	9160	MAS 4310-0065/0066-2015	Keine Angabe	Stellario holostea-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957
5E	91F0	WELUGA 2021 (MAS 4310-0023-2015)	Keine Angabe	Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953
6E	91F0	MAS 4310-0083-2015	Keine Angabe	Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953
7E	91E0*	MAS 4310-0060/0061-2015	Keine Angabe	Alnetum incanae LÜDI 1921

5 Geochemische, physiologische und ökosystemare Wirkungen atmogener Einträge von Schwermetallen und sonstigen Luftschadstoffen

5.1 Cadmium (Cd)

Die in Deutschland bedeutendste Quelle für Cadmium-Verunreinigungen der Luft ist der Einsatz von Stein- oder Braunkohle sowie Schweröl für die Energieerzeugung.

Kritische Konzentrationen in der Bodenlösung haben toxische Auswirkungen auf Bodenmikroorganismen, Pflanzen und Invertebraten. Kritische Konzentrationen in Pflanzen und Trinkwasser rufen Gesundheitsschäden bei Menschen und Tieren hervor.

Cd ist kein Spurenelement für Pflanzen. Die Aufnahme von Cd aus dem Boden durch Pflanzen ist vergleichsweise hoch, so dass ein hohes Risiko für die menschliche Gesundheit durch Lebensmittel besteht (Weizen, Futterpflanzen, Tierprodukte) (Schütze 2008).

Sensitive Untersuchungen haben ergeben, dass Cd in messbaren Konzentrationen in allen Pflanzengeweben vorhanden ist, so kann Cd u. a. auch über die Blätter in Früchte gelangen (Shacklette 1972). Es wird von den Wurzeln in den Spross transportiert und in der Zellwand gebunden. Für Pflanzen ist Cd toxischer als Blei, da eine starke Affinität zu Pflanzeninhaltsstoffen besteht, die in den Stoffwechsel involviert sind. Für Pflanzen und Bodenorganismen hängt die toxische Wirkung primär von der Konzentration in der Bodenlösung ab. Die Aufnahme erfolgt bei Pflanzen hauptsächlich über die Wurzeln. Nach der Aufnahme wird Cadmium meistens rasch in die Blattorgane umgelagert, so dass sich als erste Schadsymptome häufig Chlorosen und Nekrosen zeigen (Umweltbundesamt Österreich, o.J.). Cd führt zu

Verkümmierungen der Pflanzentriebe, die Blätter bleiben kleiner und kräuseln sich. Die Blattränder und Blattnerve zeigen eine rotbraune Färbung. Photosynthese und Transpiration werden gehemmt, was zu geringerer Wasserversorgung in den Pflanzen und Verschluss der Spaltöffnungen führen kann. Cd ist eines der am meisten aktiven Metalle in der Chromosomen-Substanz und führt zu einer Vergiftung von Zell-Zytoplasma (Balsberg u. Pahlsson 1989). Hohe Konzentrationen von Zink in Pflanzen werden häufig von unnormalen Mengen von Cadmium in der Umwelt begleitet und beide Elemente können gleichzeitig einen toxischen Effekt ausüben. Cd ist jedoch giftiger für Pflanzen als Zink.

Die Risiken für Säugetiere und Vögel durch Nahrungsaufnahme von Pflanzenteilen, die auf kontaminierten Böden gewachsen sind, ist schwierig einzuschätzen, da hier der ausgedehnte Lebensraum eine unkalkulierbare Rolle spielt und kausale Zusammenhänge schwer ermittelbar sind. Anreicherungen von Cd im Gewebe von Maulwürfen, Spitzmäusen und Bibern mit Lebensraum auf kontaminierten Böden sind anzunehmen, was auch zu Vergiftungen bei Raubvögeln führt (Smolders & Mertens in Alloway 2013).

Cd hat keine bekannte biologische Funktion für Mensch und Tier, aber imitiert andere bivalente Metalle, die für diverse biologische Funktionen von Bedeutung sind. Aus dem Körper wird Cd sehr langsam ausgeschieden. Die biologische Halbwertszeit liegt bei 10 – 30 Jahren. Cd-Gefährdungen sind verbunden mit Nephrotoxizität (Nierenvergiftung), Osteoporose, Neurotoxizität, Krebs, Genotoxizität, Teratogenizität (Fehlbildungen) sowie endokrinen und reproduktiven Effekten (EFSA 2009).

5.2 Blei (Pb)

Die in Deutschland bedeutendste Quelle für Blei-Verunreinigungen der Luft ist der Straßenverkehr. Die Emissionen resultieren aus dem Abrieb von Bremsen.

Lokal bedeutend sind aber auch Emissionen aus der Metallurgie. In Deutschland übersteigt die Rückgewinnung von Blei aus Recyclingmaterialien bei Weitem die Bleierz-Verhüttung.

Blei und Bleilegierungen werden für Akkumulatoren, für den Strahlenschutz und in der Elektroindustrie eingesetzt, so dass auch in den metallbearbeitenden Betrieben mit Emissionen zu rechnen ist.

Natürliche Konzentrationen von Blei in erzhaltigen Gesteinen sind relativ gering.

Kritische Konzentrationen in der Bodenlösung haben toxische Auswirkungen auf Bodenmikroorganismen, Pflanzen und Invertebraten, kritische Konzentrationen in Pflanzen und Trinkwasser rufen Gesundheitsschäden bei Menschen und Tieren hervor (CLRTAP 2004, 2017).

Blei (Pb) ist kein Spurenelement für Pflanzen. Vergleichbar mit Cd sind die phytotoxischen Effekte auf Pflanzen relativ gering, bedingt durch eine limitierte Verfügbarkeit und Aufnahme aus dem Boden und der Bodenlösung. Pflanzenwurzeln sind in der Lage, eine relativ hohe Menge an Pb aufzunehmen und festzusetzen, jedoch ist der Transport in den Pflanzenspross aufgrund der Bindung an die Wurzeloberfläche und Zellwand beschränkt. Die Aufnahme von Pb aus Luftverschmutzungen auf die Blattoberfläche ist, verglichen mit der Aufnahme von Pb durch die Wurzeln, sehr viel höher. Blattuntersuchungen haben gezeigt, dass Pb effektiv in der Blattoberfläche festgesetzt wird. Der Transport und die Verteilung von Bleiverbindungen werden maßgeblich von ihrer chemischen und physikalischen Stabilität und den Reaktionsbedingungen sowie in der Atmosphäre von der Partikelgröße der Substanz bestimmt. Die Löslichkeit hängt stark vom pH-Wert ab und nimmt ab einem pH-Wert, der kleiner als 4 ist, deutlich zu.

Allgemeine Auswirkungen sind neben einer verringerten Photosynthese und Transpirationsrate auch eine Beeinträchtigung der Chlorophyll-Biosynthese (geringe Chlorophyll-Mengen in den Blättern). Dadurch können Wasser- und Nährstoffaufnahme beeinträchtigt werden. Symptome sind kleinere Blätter und Verkrüppelungen, die Blätter werden chlorotisch und rotbraun mit nekrotischen Stellen und die Wurzeln werden schwarz. Jedoch sind immer erst sehr hohe Dosen toxisch.

Allerdings sind bei Bleieinträgen in geringen Dosen auch stimulierende Effekte (Wachstum auf suboptimalen Standorten) in älteren Studien festgestellt worden (indirekte Effekte von Pb). Es gibt auch positive Interaktionen zwischen Pb und Cd, so kann Pb die Cd-Aufnahme erhöhen und Cd die Pb-Aufnahme verringern, weiterhin kann die Kombination von Pb und Cd zu

synergistischen Sperreffekten im Wurzelwachstum führen. Derartige Interaktionen sind allerdings abhängig von den Pflanzenorganen, Pflanzenarten und vom Boden (Balsberg u. Pahlsson 1989).

5.3 Quecksilber (Hg)

Die in Deutschland bedeutendste Quelle für Quecksilber-Verunreinigungen der Luft ist der Einsatz von Stein- oder Braunkohle sowie Schweröl für die Energieerzeugung.

Außerdem wird es für Akkumulatoren benötigt. Bei unsachgemäßem Umgang, insbesondere bei der Entsorgung, können Quecksilberdämpfe austreten und lokal zu hohen Konzentrationen in der Luft führen.

Alle chemischen Verbindungen von Quecksilber (Hg) sind für Mensch und Tier giftig. Eine biologische Funktion von Quecksilber ist weder bei Pflanzen noch bei Tieren und Menschen bekannt. Im Gegenteil: es ist für Mensch und Tier das toxischste Element.

Kritische Konzentrationen im Boden haben toxische Effekte auf Bodenmikroorganismen und Invertebraten in der Humusschicht von Waldböden.

Hg wird von Pflanzen auch direkt aus der Atmosphäre aufgenommen und im Gewebe akkumuliert (Rauter 1976). Quecksilber kann sich über lange Zeiträume im Boden anreichern. Auf stark erhöhte Konzentrationen von Quecksilber im Boden reagieren Pflanzen mit entfärbten Blättern infolge eines Chlorophyllmangels (Chlorose) und teilweise abgestorbenen Blättern (Nekrosen). Die Aufnahme über die Wurzeln ist zwar relativ gering (Umweltbundesamt Österreich, o.J.), aber schon eine geringe Menge im Boden reduziert erheblich die mikrobielle Respiration (30 – 40 % im Zeitraum von 60 Tagen) (Steinnes in Alloway 2013).

Den größten toxischen Effekt haben Quecksilberverbindungen in Gewässern. Als Problem wurde insbesondere der Gehalt von organisch gebundenem Quecksilber in Form von Methylquecksilber (CH_3Hg^+) in Fischen und Schalentieren erkannt. Dieser Stoff ist im Haupt-Expositionspfad (Nahrung) noch toxischer als das elementare Quecksilber und wirkt sich direkt auf den Menschen aus, wenn die belasteten Meeresfrüchte verzehrt werden.

5.4 Arsen (As)

Die in Deutschland bedeutendste Quelle für Arsen-Verunreinigungen der Luft ist der Einsatz von Stein- oder Braunkohle sowie Schweröl für die Energieerzeugung.

Geringe Arsenmengen sind allgegenwärtig und finden sich sowohl in terrestrischen als auch in aquatischen Ökosystemen. Eine essenzielle biologische Funktion von Arsen ist bisher jedoch nicht bekannt.

Arsen wird in der Nahrungskette angereichert. Auf Böden mit anthropogen bedingt erhöhten Arsengehalten kann durch Pflanzen relativ schnell eine Aufnahme über die Wurzeln erfolgen. Bereits geringe Arsenit- und Arsenatkonzentrationen können das Wurzelwachstum von Pflanzen hemmen.

Die phytotoxische Konzentrationsschwelle hängt in erster Linie von der Bodenart ab, auf der die Pflanzen typischerweise wachsen. Die Bodentextur bestimmt die Löslichkeit und den Gehalt an gelösten sauren Kationen (Fe, Al, Mn) im Komplex mit organischen Anionen, die zur Mobilisierung von Arsenat und Arsenit beitragen. Das heißt, saure Böden im Kationen-Austausch-Puffer, im Aluminium-Puffer oder gar im Aluminium-Eisen-Puffer enthalten höhere Konzentrationen an gelösten und damit pflanzenverfügbaren Arsenverbindungen als Böden im Silikat- oder Karbonat-Pufferbereich.

Es gibt Pflanzen, die man als Hyperakkumulatoren bezeichnet (z.B. Farne der Familie Pteridaceae), die auf natürlich stark arsenhaltige Standorte spezialisiert sind. Das sind aber nur wenige Arten. Die meisten Pflanzenarten sind Excluder-Arten, die die Aufnahme von Arsen „verweigern“. Excluder fixieren Arsen in den Wurzeln und verhindern so den Transport und die Schädigung der oberirdischen Organe. Aber in den Wurzeln, vor allem im Cytosol, kann der Stoffwechsel somit erheblich beeinträchtigt werden.

Arsen ist insbesondere für seine toxische Wirkung auf Tiere und Menschen bekannt.

5.5 Nickel (Ni)

Die in Deutschland bedeutendste Quelle für Nickel-Verunreinigungen der Luft ist der Einsatz von Stein- oder Braunkohle sowie Schweröl für die Energieerzeugung.

Nickel wird aber auch zur Veredlung von Stahl benötigt und wird somit auch aus Eisengießereien und stahlverarbeitenden Anlagen emittiert. Außerdem wird es für Akkumulatoren benötigt.

Nickel ist ein bedeutsames Spurenelement für Pflanzen, Bodenbakterien, Algen und Pilzen. Es wurde in Urease-Enzymen gefunden (De Vries u. Bakker 1996).

Gleichzeitig wirken aber bereits geringe Mengen Nickel, die über den Bedarf der Organismen hinausgehen, toxisch. Toxische Effekte für Pflanzen sind eine Störung der Photosynthese, verbunden mit der Hemmung der CO₂-Assimilation. Der Spaltöffnungen verkleinern sich, so dass die Leitfähigkeit sinkt. Sichtbare Symptome einer Nickel-Intoxikation sind die Verzögerung der Keimfähigkeit, Wachstumshemmungen, Blattchlorosen und letztendlich Verwelken der grünen Pflanzenteile (Gonnelli & Renella in Alloway 2013).

Die Bedeutung von Nickel für Tiere und Menschen ist noch nicht geklärt. Jedoch führen bestimmte Dosen zu Vergiftungen durch die Zerstörung von Proteinen und Nukleinsäuren. Beim Menschen ist ein Zusammenhang mit Krebsleiden nachgewiesen.

5.6 Thallium (Tl)

Die in Deutschland bedeutendste Quelle für Thallium-Verunreinigungen der Luft ist der Einsatz von Stein- oder Braunkohle sowie von Schweröl für die Energieerzeugung.

Thallium ist kein seltenes Element. Die überwiegende Menge ist als Begleitelement in kaliumhaltigen Tonen, Böden und Graniten enthalten. Der natürliche Gehalt liegt dabei zwischen 0,4 und 6,5 Milligramm pro Kilogramm Substrat (<http://de.wikipedia.org/wiki/Thallium>).

Für Thallium wurde noch keine biologische Funktion bestätigt.

Thallium ist ein hochtoxisches Element für lebende Organismen, vergleichbar mit der Wirkung von Quecksilber (Madejón in Alloway 2013).

Im Boden wird Tl kaum verlagert und dadurch bei langandauernder Immission im durchwurzelten Oberboden stark angereichert (Scholl und Metzger 1981). Madejón (in Alloway 2013) gibt an, dass anthropogen eingetragenes Thallium zu 80% im humusreichen Oberboden gespeichert wird. Demzufolge werden 20% ausgewaschen.

Die Pflanzenverfügbarkeit von Tl im Boden wird durch bodenphysikalische Parameter wie Tongehalt, pH-Wert und Kationenaustauschkapazität beeinflusst. Bei gleichen Bodengehalten zeigen Pflanzen artspezifische Unterschiede in der Tl-Aufnahme (Kurz et al., o.J.). Darüber hinaus wird die Pflanzenverfügbarkeit von Tl offensichtlich im Laufe der Zeit durch Festlegung in schwerer mobilisierbare Bindungsformen vermindert (Crößmann 1984, Kick et al. 1981). Pflanzen nehmen Thallium rasch auf, so dass es in der Nahrungskette angereichert wird und bei Tieren und Menschen toxische Effekte hervorrufen kann.

Die toxischen Effekte in Pflanzen basieren auf der Interaktion von Thallium mit Kalium, da beide Elemente etwa den gleichen Ionendurchmesser aufweisen. So werden das essentielle Kalium, aber auch andere monovalente Kationen, insbesondere in den Enzymen durch Thallium substituiert (Madejón, in Alloway 2013). So entstehen Chlorosen und Wachstumshemmungen.

5.7 Kupfer (Cu)

Die in Deutschland bedeutendste Quelle für Kupfer-Verunreinigungen der Luft ist der Straßenverkehr. Die Emissionen resultieren aus dem Abrieb von Bremsen.

An zweiter Stelle, jedoch mit lokal erheblicher Bedeutung, ist die kupferhaltige Staubemission aus der Metallurgie, sowohl aus Metallgießereien als auch aus der metallverarbeitenden Industrie. Kupfer findet vor allem in der Elektroindustrie Verwendung und wird überwiegend aus Schrotten wiedergewonnen.

Kupfer (Cu) ist lebensnotwendig für alle lebenden Organismen (Menschen, Tiere, Pflanzen, Mikroorganismen).

Kupfer ist ein wichtiges Spurenelement für Pflanzen und ist für verschiedene Stoffwechselprozesse notwendig, insbesondere für die Photosynthese, die Respiration, für oxidative Stress-Reaktionen, für den Zellwand-Metabolismus und die Hormonausschüttung (Oorts in Alloway 2013). Cu ist ein Inhaltsstoff verschiedener Enzyme und der Carbohydrate. Desweiteren ist Cu bedeutsam für die Samenbildung. Es ist notwendig zur Ausprägung von Krankheitsresistenz. Cu reguliert den Wassergehalt in der Pflanze und den Energiefluss. Außerdem ist Cu bedeutsam für die Strukturstabilität der Chromosomen. Somit spielt Cu eine bedeutende Rolle bei vielen Zellfunktionen (Balsberg u. Pahlsson 1989).

Wie von Balsberg u. Pahlsson (1989) beschrieben, wirkt Kupfer bei einem Überangebot im Boden toxisch, was sich durch Hemmungen im Pflanzenwachstum und durch Blatt-Chlorosen bemerkbar macht. Zuerst sind die Wurzeln betroffen (verringerte Wurzelausbreitung, Verkümmern, abnormale Wurzelverzweigungen und -verdickungen, Dunkelverfärbung).

Sichtbare toxische Symptome sind kleine chlorotische Blätter mit Verkümmern und frühzeitiger Blätterfall.

Wurzelausbildung und -wachstum, insbesondere der Nebenwurzeln und Feinwurzeln, sind vermindert. Das reduzierte Wurzelwachstum resultiert aus einer verminderten Wasser- und Nährstoffaufnahme. Dies führt zu Störungen im Stoffwechsel und zu einer Wachstumshemmung (Balsberg u. Pahlsson 1989).

Weiterhin kann ein Überangebot an Cu zu Zerstörungen des Kohlenhydrat- und Stickstoff-Stoffwechsels sowie zu Zerstörungen von Aktivitäten verschiedener Enzyme führen. Dabei wird die Photosynthese durch die Beeinträchtigung von Schlüssel-Enzymen beeinflusst, die von Cu gehemmt werden (Balsberg u. Pahlsson 1989).

Das Überangebot führt außerdem zu Beeinträchtigungen der Viskosität des Zellplasmas, was sich in Zellabnormalitäten und Funktionsstörungen zeigt.

Toxisch wirkendes Cu führt zu Chromosomendefekten (Balsberg u. Pahlsson 1989).

Die Toxizität hängt stark von der Bioverfügbarkeit im Boden und der Sensibilität des Organismus ab (Oorts in Alloway 2013). Verschiedene Pflanzen sind in der Lage, tolerante Genotypen auszubilden (Balsberg u. Pahlsson 1989). Ein Phosphor-Mangel in der Pflanze kann die Toxizität erhöhen (ebenda).

5.8 Chrom (Cr)

Die in Deutschland bedeutendste Quelle für Chrom-Verunreinigungen der Luft ist der Einsatz von Stein- oder Braunkohle sowie Schweröl für die Energieerzeugung.

An zweiter Stelle, jedoch mit lokal erheblicher Bedeutung, ist die chromhaltige Staubemission aus der Metallurgie zu nennen, die sowohl aus Metallgießereien als auch aus der metallverarbeitenden Industrie stammt. Metallisches Chrom wird für Edelstahl und hochglänzende Überzüge auf Metallen verwendet. Chromverbindungen werden als Farbpigmente, als Holzbeizmittel und zum Gerben eingesetzt.

In der Natur findet sich Chrom fast nur in der Form von Verbindungen. Bei gewöhnlichen Temperaturen ist Chrom chemisch außerordentlich widerstandsfähig, es oxidiert auch an feuchter Luft kaum. Während metallisches Chrom infolge seiner Unlöslichkeit unschädlich ist, wirken höhere Dosen löslicher Chrom-Verbindungen auf Mensch und Tier giftig. Verbindungen mit 6-wertigem Chromat sind im Vergleich zu 3-wertigem Chrom etwa 100 mal giftiger. Wichtigstes Anwendungsgebiet von Chrom(VI)-Verbindungen war und ist die Galvanotechnik. Chromtrioxid-Lösungen dienen zur Passivierung von Zink, Aluminium, Cadmium und Messing. Darüber hinaus wurde es zum Beizen und Ätzen von Metallen und in Holzschutzmitteln eingesetzt.

Chrom(III)-Verbindungen sind erst in hohen Dosen toxisch. Chrom(VI)-Verbindungen, hierzu zählen die Chromate, sind dagegen sehr giftig und mit großer Wahrscheinlichkeit cancerogen.

Chrom(VI)-Verbindungen wirken bereits in geringen Mengen toxisch auf alle lebenden Organismen. Die Aufnahme bei Tier und Mensch erfolgt über Nahrung und Trinkwasser, über die

Luft oder Kontakt mit verschiedenen Produkten, die Cr(VI)-Verbindungen beinhalten. Toxische Effekte bei Pflanzen sind Wachstumshemmungen, schwach entwickeltes Wurzelsystem, gekräuselte und ausgebleichte Blätter, Blatt-Chlorose, verringertes Laubwerk, chlorotische Bänder und letztendlich Ertragsminderung (Gonnelli & Renella in Alloway 2013).

Pflanzen enthalten 0,02 bis 14 mg/kg Chrom, bezogen auf das Trockengewicht (Daunderer 2007). Auch in Flechten und Moosen treten erhöhte Chrommengen auf. Die Aufnahme von Chrom(III) aus dem Boden hängt stark von der Art der Pflanzen ab, auch innerhalb der verschiedenen Pflanzenteile bestehen große Unterschiede. Peterson und Girling (1981) fanden einen ähnlichen Transportmechanismus von Eisen und Chrom in der Pflanze und die Erleichterung des Chromtransports in der Pflanze bei Eisenmangel.

Die Frage der Bioverfügbarkeit des Chroms für Pflanzen im Boden ist nicht geklärt.

Die Reaktivität von Chromverbindungen im Boden variiert insbesondere in Abhängigkeit vom pH-Wert und vom Redoxpotenzial. Bei neutralen pH-Werten und einer natürlichen Chromkonzentration bilden Cr(III) und Cr(VI) zahlreiche Formen von Chrom-Hydrolysen. Hydrolyse-Produkte von Cr(III) sind gewöhnlich an Tonminerale gebunden. Die Intensität dieser Adsorption nimmt mit steigendem pH-Wert zu. Durch Verwitterung kann das Chrom aber wieder freigesetzt werden.

Die Frage, welche Chromkonzentrationen im Boden das Pflanzenwachstum schädigen, hängt eng mit dessen Bioverfügbarkeit für Pflanzen zusammen. Leider sind alle bekannten Untersuchungen höchstens ein bis zwei Jahre nach der Chromzugabe erfolgt. Zu diesem Zeitpunkt ist jedoch noch keineswegs ein Gleichgewicht erreicht. Zur Beurteilung einer Umweltgefährdung durch Chrom ist aber in erster Linie das langfristige Verhalten von Interesse. Trotzdem geben die vorhandenen Arbeiten gewisse Hinweise. Braun (1974) fand auch unter ungünstigen Bedingungen keine Schäden der Pflanzen bis zu einer Chromkonzentration im Boden von 500 mg/kg. Kalk und Phosphatgaben verringern die Empfindlichkeit der Pflanzen gegen Chrom. Trotz zum Teil sehr hoher Chromgaben wurden allgemein sehr geringe Chromgehalte in den essbaren Pflanzenteilen gefunden. Zayet u. Terry (2003) fassten die Ergebnisse der verfügbaren Studien zusammen und gaben eine Spanne der Cr-Konzentration in Blättern von 1-10 mg g⁻¹ Trockenmasse an. Andere Pflanzen zeigten jedoch wesentlich niedrigere Chromgehalte; so wurde im Korn von Winterroggen unter analogen Bedingungen ein maximaler Gehalt von 0,5 mg/kg gefunden.

Der Transport von der Wurzel über die Pflanze in die Blätter erfolgt sehr langsam, wobei vor allem die Aufnahme durch die Gefäße erschwert ist (Peterson und Girling, 1981). Bei Pflanzen, die verstärkt Chrom aufnehmen - z. B. Kohlarten - scheinen Trioxalatochromat(III)-Ionen besser transportierbar zu sein (Peterson und Girling, 1981). Durch sechswertiges Chrom geschädigte Pflanzen enthalten in Stengeln und Blättern nicht mehr Chrom, da die Schädigung bereits an den Wurzeln eintritt (Peterson und Girling, 1981).

Die Möglichkeit, dass Chrom(III) zu Chrom(VI) oxidiert wird und dann in die Zellen eindringen kann, ist nicht immer auszuschließen. So zeigten Barlett und James (1979), dass in bestimmten Böden Chrom(III)-chloridlösungen in kurzer Zeit oxidieren können, wobei die Chrom(VI)-Konzentration nach 24 Stunden wieder langsam abnahm. Sie fanden maximal 30 mg/kg Chrom(VI) im Boden. Einige Versuche zeigten keine Oxidation von Chrom(III) in verschiedenen humusreichen Böden, auch nicht nach einer Erhöhung des pH-Wertes mit Kalk und Zusatz von Mangan. Im humusfreien Lehm trat unter diesen Bedingungen keine Oxidation auf.

5.9 Zink (Zn)

Die in Deutschland bedeutendste Quelle für Zink-Verunreinigungen der Luft ist der Straßenverkehr. Die Emissionen resultieren aus dem Abrieb von Reifen.

Aber auch zinkhaltige Staubemissionen aus der Metallurgie, sowohl aus Metallgießereien als auch aus der metallverarbeitenden Industrie, tragen lokal erheblich zur Luftbelastung mit Zink bei.

Zink wird als Korrosionsschutzmittel eingesetzt und tritt daher insbesondere aus Galvanierungsanlagen aus.

Außerdem wird es für Akkumulatoren benötigt.

Überwiegend findet sich Zink (Zn) gebunden in Erzen. Die häufigsten und für die Zinkgewinnung wichtigsten Erze sind dabei Zinksulfiderze. Jedoch wird der überwiegende Anteil an Zink aus Sekundärstoffen wiedergewonnen.

Aber auch auf natürlichem Wege gelangen Zinkverbindungen in den Oberboden. Die natürliche, aber insbesondere auch die anthropogen beschleunigte Versauerung der Böden, führt zur Freisetzung des Zn-Pools einiger zinkreicher Festgesteine und zu einer Zn-Anreicherung in der Bodenlösung.

Zink ist ein wichtiges Spurenelement für den Stoffwechsel bei Menschen, Tieren und Pflanzen. Ein Überangebot kann jedoch zu toxischen Effekten bei allen Lebewesen führen.

Verschiedene Pflanzenarten wie Gräser, Kräuter und Bäume (*Betula pubescens*, *Betula pendula*) sind in der Lage, ihre Toleranz gegenüber Zn zu erhöhen, aber nicht gegenüber anderen Schwermetallen. Generell sind die Wachstumssymptome bei einer Zn-Vergiftung ähnlich denen bei Zn-Mangel. Ein Überangebot an Zn wirkt sich auf das Wachstum des Sprosslings und der Wurzeln aus und die Sprosslinge werden verkrüppelt und chlorotisch. Außerdem verholzen die Epidermis der Wurzeln und die Epidermiszellen. Andere gut dokumentierte Symptome von Zn-Toxizität liegen in dem verringerten Blattchlorophyll-Gehalt und der verringerten Photosynthese. Die Zn-Vergiftung führt vorrangig zur Erhöhung der Durchlässigkeit der Wurzelmembranen, was eine Nährstoffausfuhr (Verlust) aus den Wurzeln nach sich zieht. Eine Chlorosis in Zn-vergifteten Pflanzen geht oft einher mit einem Fe-Mangel.

Zn-Vergiftungen haben Einfluss auf die Aktivität verschiedener Enzyme und andere grundsätzliche metabolische Prozesse (Balsberg u. Pahlsson 1989).

Erhöhte Zn-Konzentrationen führen somit insgesamt bei Pflanzen zu reduziertem Wurzelwachstum, Entwicklungshemmungen und führen zu Fe- und Mg-Mangel (Mertens & Smolders in Alloway 2013)

Es sind keine Vergiftungen bei Menschen und wild lebenden Tieren durch die Nahrungskette bekannt, da der Zn-Transport effektiv durch die Hemmschwelle bei Pflanzen begrenzt wird. Daher liegt das Augenmerk bezüglich der Risiken eher bei den Bodenlebewesen und der Bodenfunktion.

Ein Problem besteht eher durch Zn-Mangel im Boden und in den Pflanzen und daher auch für den Menschen (ca. 1/3 der Böden und der Bevölkerung der Erde leiden unter Zn-Mangel). Der Zn-Mangel liegt hauptsächlich in der geringen Bioverfügbarkeit im Boden begründet.

5.10 Benzol (C₆H₆)

Benzol zählt aufgrund seiner Stoffeigenschaften nicht zu den im Boden persistenten Stoffen (Knappe et al. 2008).

Direkte Pflanzenschäden in immissionsrelevanten Konzentrationen beschränken sich auf die Zerstörung der Wachsschicht der Blätter (Cuticula) insbesondere im Bereich der Spaltöffnungen (LUBW 1999, S. 56). Aufgrund ihrer Fettlöslichkeit und ihrer Affinität zu fettähnlichen Phasen (Lipophilie) können sich BTEX-Aromaten, zu denen Benzol zählt, in Pflanzenorganen und

damit potentiell auch in pflanzlichen Nahrungsmitteln in Abhängigkeit von deren Öl- bzw. Fettgehalt anreichern (ebenda).

Indirekte Schäden an Pflanzen verursacht Benzol als ein möglicher Vorläuferstoff für die Ozonbildung.

5.11 Fluorwasserstoff (HF)

Fluor zählt zu den reaktionsfähigsten chemischen Verbindungen, die bereits bei geringen Immissionswerten zu Wuchsbehinderungen bei Pflanzen führen. Fluorid vermag Enzymreaktionen zu hemmen, so dass physiologische Schädigungen der Pflanze auch ohne äußerlich erkennbare Symptome möglich sind. Bereits bei geringen Fluorkonzentrationen werden zahlreiche Enzyme verschiedener Stoffwechselwege gehemmt, wobei nach der Richtlinie VDI 2310 Blatt 3 von 1989 detaillierte Kenntnisse über die Einflüsse auf Glykolyse sowie Gluconeogenese vorliegen (Blanckart 2009).

Prinzipiell kommen für die Fluoraufnahme durch die Pflanze mehrere Pfade in Frage: die Aufnahme aus Wasser oder der Bodenlösung über die Wurzeln, das Eindringen gasförmiger Fluorverbindungen durch die Stomata, und die Diffusion der Lösungsprodukte gas- und partikelförmiger Fluorverbindungen durch die Cuticula (Blanckart 2009).

Die Gefährdung der Vegetation durch Fluorderivate ergibt sich fast ausschließlich über den Gasaustausch der Blattorgane. Hierbei erfolgt der Gasaustausch bzw. die Aufnahme von Fluorverbindungen überwiegend über die Blattöffnungen (Stomata). Die gasförmigen Fluorverbindungen, die über die Stomata aufgenommen werden, können sich in den Blattorganen anreichern. Für diese Anreicherung von Fluorderivaten in den Blattorganen sind insbesondere Faktoren wie Dauer und Konzentration der Exposition sowie die Pflanzenart von Bedeutung. Je nach Pflanzenart ist eine mehr oder weniger hohe Anreicherung möglich. Bei den empfindlicheren Pflanzen treten bereits bei kurzer Exposition mit hohen Dosen an Fluorwasserstoff (HF) erhebliche Schädigungen auf.

Die Normalgehalte von Fluorid (F⁻) in Pflanzen betragen zwischen 5 und 50 mg/kg, wobei einige Pflanzenfamilien, z.B. Theaceae (Teegewächse), deutlich höhere Konzentrationen aufweisen können. Die meisten Arten ertragen Immissionskonzentrationen von 5 bis 10 µg F m⁻³ ohne größere Schädigung. Bei einer Überschreitung dieser Werte treten typische Fluorschäden in Form von Spitzen- und Randnekrosen der Blätter auf. Kurzfristige HF-Konzentrationen oberhalb von 10 mg m⁻³ in der Luft können bereits ausreichen, um Blattschädigungen in Form von Blattnekrosen auszulösen. Nachdem die Fluoridionen aus der Zellwand in die Protoplasten eingedrungen sind, ist mit weiteren Schädigungen zu rechnen. Innerhalb des Blattes können auch länger anhaltende niedrigere Konzentrationen von 1 mg m⁻³ zu erstgenannten Schädigungen führen, da sich in den Blättern Fluorid anreichert (Blanckart 2009).

Bei weniger empfindlichen Pflanzen wird durch die Aufnahme von Fluorwasserstoff der Stoffwechsel der geschädigten Blattorgane sehr schnell eingestellt, wodurch eine weitere Aufnahme verhindert wird (Blanckart 2009).

5.12 Tetrachlorethen (C₂Cl₄)

Von Tetrachlorethen (weitere Bezeichnungen: PER, Perchlorethylen, Ethylentetrachlorid) ist eine toxische Wirkung auf Wasserorganismen bei langanhaltenden Einträgen bekannt. Sonstige ökotoxische Wirkungen sind bisher nicht nachgewiesen.

5.13 Feinstaub (PM₁₀ und PM_{2,5})

Die Wirkung von Stäuben auf Pflanzen hängt entscheidend von der Partikelgröße, der stofflichen Zusammensetzung der Stäube sowie von der Beschaffenheit der Schutzschicht auf der Epidermis der Pflanzenteile (Cuticula) ab.

Staub ist ein physikalisch-chemisch komplexes Gemisch. Dieselruß und erodierte Bodenpartikel von landwirtschaftlichen Nutzflächen enthalten Stickstoffverbindungen, die versauernd und eutrophierend am Depositionsort wirken. Flugasche aus Kohleverbrennung enthalten neben Schwefel- und Stickstoffverbindungen auch basische Kationen, die die versauernde

Wirkung von S und N zum Teil wieder aufheben. Auch der Staub aus der Sahara ist überwiegend basisch beladen. Die meisten Schwermetalle sind ebenfalls an Partikel gebunden. Neben den toxischen, eutrophierenden und versauernden Komponenten können aber auch Ablagerungen der chemisch inerten Bestandteile von Feinstäuben zur Beeinträchtigung der Vegetation führen. Feinstaub in der Größenordnung $< 2,5 \mu\text{m}$ Partikeldurchmesser kann auf Pflanzenoberflächen zum teilweisen oder völligen Verschluss der Spaltöffnungen führen. Diese meist hygroskopisch wirkenden Feinstäube bilden harte Krusten und vermindern so die Transpiration und die Photosynthese (Burkhardt et al. 1995). Partikelablagerungen von bereits nur 5 mg je m^2 Blattoberfläche reduzieren die nutzbare Strahlungsenergie der Sonne um 75% (Das 1988). Dies kann zu Chlorosen und Nekrosen führen (Breitenstein et al. 1999). Wachstumsdepressionen (kleinere Blätter, verminderte Wuchshöhe) sind die Folge. Farmer (1993) sowie Abdullah und Iqbal (1991) haben außerdem eine verminderte Samenbildung und kleinere Früchte festgestellt.

Die Filterung von Feinstaub aus der Atmosphäre geschieht jedoch nicht aktiv, indem Pflanzen Kleinstpartikel „ansaugen“, sondern indem sie über verschiedene Depositionsprozesse (u.a. Sedimentation und direkte Impaktion) abgelagert werden (Pfanzen et al. 2006).

Diese Feinstaubauflagen auf Blattoberflächen werden jedoch auch immer wieder mit dem Regen abgewaschen oder vom Wind abgeweht. So werden einerseits die Pflanzen selbst immer wieder von den Staubauflagen entlastet, gleichzeitig findet so mit Hilfe der Blatt- bzw. Nadelmasse ein Auskämmen von Feinstaub aus der Atmosphäre mit anschließender Sedimentation des Staubs statt. Die Auffangmenge und Verweildauer von Feinstaub hängt in hohem Maße von der Rauigkeit und Beweglichkeit der Blätter bzw. Nadeln ab. Pflanzen mit rauen oder/und behaarten Blättern sowie Nadelbäume akkumulieren Staub stärker und länger aufgrund der großen Rauigkeit und Benetzbarkeit (Gorbachevskaya et al. 2012). Bei Pflanzen mit glatter Blattoberfläche und/oder sehr beweglichen Blättern wird Staub sehr schnell wieder abgetragen, so dass die ohnehin nur geringen Staubauflagen im Laufe der Vegetationsperiode auch nicht zunehmen (ebenda).

5.14 Antimon (Sb)

Antimon wird bei der Verbrennung von Kohle (Sb-Gehalt: $0,5 - 5 \text{ mg/kg}$) sowie bei der Müllverbrennung frei und wird, an feine Partikel gebunden, emittiert (Lorber 1980 in: LUBW 1999). Erhöhte Antimon-Konzentrationen in der Luft werden in der Umgebung von metallverarbeitenden Industrieanlagen, insbesondere von Nichteisen-Metallhütten, angetroffen.

Antimon-Emissionen aus Verkehrsquellen (Bremsbelagabrieb) liegen ganz überwiegend in der gröberen, noch alveolengängigen Staubfraktion vor ($2,5 - 10 \mu\text{m}$) und führen zu rund 5-fach erhöhten Konzentrationen im Schwebstaub. Demgegenüber ist Antimon in unbelasteter Atmosphäre zwischen beiden Partikelfraktionen annähernd gleich verteilt (Dietl et al. 1997 in: LUBW 1999).

In Böden und in der Pflanze ist Antimon kaum beweglich. Pflanzenschäden durch aktuelle Antimonkonzentrationen sind nicht bekannt (LUBW 1999, S. 112). In standardisierten Graskulturen war Antimon an einem stark verkehrsbelasteten Standort gegenüber einem Kontrollstandort auf das 20-fache angereichert, wobei annähernd 50% des Antimon-Gehaltes am verkehrsexponierten Standort durch Waschen entfernt werden konnte, also nur oberflächlich anhaftete.

In Böden liegt Antimon in weitgehend immobil Form vor. Der Aufnahmekoeffizient von $0,01$ zwischen Boden- und Pflanzenkonzentration ist sehr niedrig (LUBW 1999).

Antimon gilt als ein nicht-essentielles Element, ist also für Pflanzen kein Nähr- oder Spurenstoff (Markert 1992 in: LUBW 1999). Ausgesprochene bzw. typische Schädigungssymptome durch Antimonbelastungen von Gefäßpflanzen sind nicht bekannt.

Auf Basis der derzeit verfügbaren Daten zur Toxizität von Sb im Boden wird allgemein eingeschätzt, dass ein Vorhersagewert für die no effect-Schwelle (PNEC) bei 37 mg Sb kg^{-1} Boden liegt (Oorts u. Smolders 2009).

In der Umgebung von Antimon-Emittenten wird der Sb-Gehalt in der Vegetation deutlich

von der Antimon-Deposition auf oberirdische Pflanzenorgane bestimmt (Ainsworth et al. 1990a in: LUBW 1999).

An Standorten mit hoher Antimon-Belastung finden sich bei deutlich erhöhten Sb-Gehalten in der Vegetation auch Sb-Anreicherungen in Kleinsäugetern und Nagetieren. Auch in verschiedenen Wirbellosen (Asseln, Schmetterlings- und Fliegenlarven, Käfern, Regenwürmern) liegen Sb-Akkumulationen vor. Innerhalb der Nahrungskette Boden - Vegetation - Wirbellose – Insektenfresser ist die Beweglichkeit von Antimon jedoch relativ gering (Ainsworth et al. 1990b in: LUBW 1999).

Antimonverbindungen sind für den Menschen sehr giftig. Sie führen zu Reproduktionsstörungen sowie zu einem verlangsamten Säuglingswachstum. Der Verzehr von Nahrungspflanzen, insbesondere von Blattgemüsen, trägt nennenswert zur Antimonbelastung des Menschen bei (Dietl et al. 1998 in: LUBW 1999). Die WHO (2011) gibt anstelle eines toxikologisch abgeleiteten Wertes von 3 µg/l einen Trinkwasserleitwert in Höhe der Bestimmungsgrenze von 5 µg/l an. Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung liegt bei 10 µg/l wie der des Arsens, das ein ähnliches Wirkprofil im Grundwasser aufweist. Jedoch liegen die Hintergrundkonzentrationen des Antimons im Grundwasser mit < 0,2 µg/l bedeutend niedriger als die des Arsens.

5.15 Vanadium (V)

Vanadium ist ein natürlicher Bestandteil von Gesteinen und deren Verwitterungsprodukten. Es kommt in Form von 2-, 3-, 4- oder 5-valenten Oxiden vor. Natürliche Gehalte sind in der Spanne von 98 bis 230 mg kg⁻¹ Boden festgestellt worden (Reimann u. Caritat 1998).

Eine Anreicherung von Vanadium in Böden aus anthropogenen Quellen wird von Vanadiumhaltigen Stäuben verursacht, die bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe (Kohle, Erdöl) und bei der Stahlherstellung entstehen. Vanadium-haltige Industrieabwässer können in natürliche Gewässer gelangen.

V ist für Pflanzen, Menschen und Tiere essentiell. Es dient der Steuerung von Enzymen der Phosphorylierung und wird von Bakterien zur Stickstofffixierung benötigt. Vanadium-Mangel führt z.B. zu Wachstumsverzögerungen bei Jungtieren. In Pflanzen spielt V eine wichtige Rolle bei der Bildung von Chlorophyll und steuert dadurch die Photosynthese. Geringe Konzentrationen fördern somit das Pflanzenwachstum, während höhere Konzentrationen toxisch wirken. Konzentrationen von bis zu 2µg V kg⁻¹ Trockenmasse von verschiedenen Gemüsen und Feldfrüchten wurden als wachstumsfördernd ermittelt (Welch et al. 1973).

Die Toxizität nimmt mit zunehmender Valenz der Vanadium-Verbindungen zu, d.h. 5-wertiges Vanadium ist am gefährlichsten.

Vanadium ist in der Umwelt allgegenwärtig und weit verbreitet und hat dadurch ein hohes Potenzial in die Nahrungskette zu gelangen.

Nachgewiesene Effekte in Pflanzen und Tieren bei zu hohen Dosen werden wie folgt beschrieben:

Hohe Vanadiumkonzentrationen verursachen eine drastische Hemmung der Chlorophyll-Biosynthese, der Löslichkeit von Proteinen und der Netto-Photosynthese von Reis-Keimlingen (Somasundaram et al. 1994). Eine Vanadium-Überdosis verringert die Ca-Absorption in den Wurzelspitzen von Hirse (Wilkison u. Duncan 1993).

Vanadium neigt dazu, sich im Wurzelbereich anzulagern und vermindert dadurch die Phosphor-Aufnahme u.a. bei Mais-Wurzeln (Sklenar et al. 1994) und hemmt das Wachstum von Zwiebelwurzeln (Hidalgo et al. 1988). Auch bei Busch-Bohnen führt die Aufnahme von V zu reduziertem Wachstum, jedoch nicht zur Chlorose (Wallace et al. 1977).

Welch et al. (1973) fanden eine lineare Korrelation zwischen der V-Aufnahme in Pflanzenteile mit der V-Konzentration im Boden und dem pH-Wert. Bei einem pH-Wert von 4 war die Aufnahme am höchsten, bei pH-Werten um 10 sank die Aufnahme auf ein sehr niedriges Niveau. Bei pH-Werten zwischen 5 und 8 bleibt die Aufnahme konstant.

Gleichzeitig ist aber die V-Aufnahme innerhalb der pH-Wertspanne 5-9 aus wassergesättigten Böden niedriger als aus luftgefüllten Bodenschichten (Wang u. Liu 1999).

Die bisher veröffentlichten Studien weisen durchschnittliche V-Gehalte in Pflanzen auf nicht kontaminierten Böden von 0,5-2 mg V kg⁻¹ TS aus (Schroeder et al. 1963). Andererseits sind bei einigen Pflanzen auf verunreinigten Böden auch durchschnittliche Gehalte von 144 mg V kg⁻¹ TS nachgewiesen worden, ohne dass diese Pflanzen Beeinträchtigungen aufwiesen.

Studien belegen eine Anreicherung in Kuhmilch bei belasteten Kühen und folgern aus den derzeit bekannten Angaben zur Giftigkeit beim Menschen, dass Gewebe- und Milcheinlagerungen bei Kühen kein Gesundheitsrisiko beim Verbraucher darstellen (Madejón in Alloway 2013)

Grenzwerte für Vanadium-Einträge aus der Luft sind nur aus Russland bekannt, wo die maximal zulässige Konzentration von V im Boden 150 mg kg⁻¹ beträgt (Panishev et al. 2006). In den USA wird kein Grenzwert für die menschliche Nahrungsaufnahme mit der Begründung gelistet, dass ein Risiko durch Vanadium nicht nachweisbar ist. In Deutschland gibt es Überlegungen, Vanadium-Grenzwerte in eine Neufassung der Bodenbodenschutz-Verordnung aufzunehmen. Hinweise auf die Höhe dieses Grenzwertes gibt die Hintergrundkonzentration in Deutschland (vgl. Kap. 6.4).

5.16 Zinn (Sn)

Zinn wird zum einen für die Stahlveredlung verwendet. Zum anderen werden organische Zinnverbindungen als Bestandteil von Bioziden produziert.

Die Adsorption von anorganischem Zinn im Boden ist positiv korreliert mit dem pH-Wert, dem Gehalt an organischem Material und der Kationenaustauschkapazität (Kabata-Pendias 2001). Die Aufnahme von Zinn in Pflanzen ist in sauren Böden am höchsten. Die Speicherung von Zinn erfolgt bei den meisten Pflanzenarten in der Wurzel. Die Literaturobwertung von Kabata-Pendias (2001) ergab eine Spanne des Sn-Gehaltes in pflanzlicher Trockenmasse von 20-30 mg Sn kg⁻¹ TS.

Organische Zinnverbindungen mit 3 organischen Gruppen, wie z.B. Tributylzinn, haben die höchste biologische Aktivität und verursachen somit die größten ökotoxischen Schäden. Ashraf et al. (2011) konnten eine Hemmung des Wachstums höherer Pflanzen erst bei einer Konzentration von 60 mg Sn kg⁻¹ Boden feststellen. Kabata-Pendias (2001) geht von einer hohen Toxizität gegenüber höheren Pflanzen und Moosen aus.

Anorganisches Sn kommt in verschiedenen Formen von Methyl-Verbindungen im Boden vor, da sie im Bodenwasser methyliert werden.

Organische Zinnverbindungen anthropogener Herkunft sind die Hauptquelle für die Belastung der Böden. Depositionen aus der Luft werden hauptsächlich bei der Ausbringung und Verdriftung von zinnorganischen Fungiziden und von Klärschlamm verursacht. Allerdings sind organische Zinnverbindungen nur relativ gering toxisch für Pflanzen, da sie sich in der Umwelt rasch in nichttoxische Verbindungen umwandeln

Für den Menschen ist anorganisches Sn relativ ungiftig, da es schwer löslich ist.

Diorganische Sn-Verbindungen, die in PVC zum Verpacken von Nahrungsmitteln vorkommen, aber auch Rückstände von triorganischen Sn-haltigen Bioziden stellen ein – wenn auch sehr geringes – Risiko für den Menschen dar (Alloway 2013).

Bei Säugetieren können hohe Konzentrationen von Tributyl-Zinnoxid auf endokrine Drüsen wirken, so dass das Hormon-Niveau absinkt und zu Schädigungen der Reproduktion, des Nerven-Systems, der Knochenstruktur und des Immunsystems führen. Tributyl-Zinnoxid wirkt ebenfalls mäßig toxisch bei Vögeln (Australien Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities 2011). Der Einsatz von Tributyl-Zinn ist in Deutschland seit 2010 in Produkten verboten.

6 Beurteilungsmaßstäbe für die Erheblichkeit von Schadstoffeinträgen aus der Luft

6.1 Vorgaben von Grenzwerten aus gesetzlichen Regelungen und Empfehlungen

6.1.1 Schwermetalle

Für Antimon, Vanadium und Zinn sind bisher keine gesetzlichen Regelungen oder behördliche Empfehlungen vorgegeben.

Für die anderen relevanten Metalle gelten die Regelungen wie folgt:

6.1.1.1 Europäische Union

EU Position Paper (2000)

Ambient air pollution by As, Cd and Ni compounds (Europäische Kommission 2000)

Das EU Position Paper 2000 wurde durch eine Expertengruppe im Auftrag der Europäischen Kommission erarbeitet. Darin ist der für die Setzung europäischer Luftreinhaltestandards relevante Stand des Wissens zusammengestellt. Dieses Papier diene als eine wissenschaftliche Basis (und rechtlich unverbindliche Empfehlung) für europäische und damit auch deutsche Regelwerke.

Es werden „limit values“ auf der Basis aktueller Risikoabschätzungen vorgeschlagen (als Durchschnitt eines Kalenderjahres):

- Arsen 4-13 ng/m³
- Cadmium 5 ng/m³
- Nickel 10-50 ng/m³

Dabei handelt es sich um Vorschläge auf der Basis von Expertenschätzungen, die allein anhand humantoxikologischer Daten abgeleitet wurden. Die Arbeitsgruppe geht jedoch davon aus, dass die humantoxikologischen Schwellenwerte auch die Umwelt hinreichend schützen, weil der empfindlichste Pfad betrachtet wird.

EU-Richtlinien über Luftqualität und saubere Luft für Europa

- Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa (ABl. L 152 vom 11.6.2008, S. 1)
- Richtlinie 2004/107/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Dezember 2004 über Arsen, Cadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft (ABl. L 23 vom 26.1.2005, S. 3).
- Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen: Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) (PbEU L 334)

Die Europäische Richtlinie 2008/50/EG schreibt einen Grenzwert für Blei in PM₁₀-Staub in Höhe von 500 ng/m³ vor. Dieser Grenzwert ist seit 2005 in Kraft.

Die Richtlinie 2004/107/EG enthält Zielwerte für

- Nickel 20 ng/m³,
- Arsen 6 ng/m³ und
- Cadmium 5 ng/m³

Sie gelten ab 31. Dezember 2012. Die Zielwerte entsprechen denen des EU-Positionspapiers 2000 (vgl. 0).

Bei der Festlegung von EU-Grenz- und Zielwerten werden neben der Gesundheit auch die technische Machbarkeit und die wirtschaftlichen Auswirkungen berücksichtigt.

Die Richtlinie 2010/75/EU verpflichtet mit Artikel 21 Absatz 5 die EU-Mitgliedsländer, die Genehmigungsanforderungen zur Errichtung oder Änderung einer schadstoffemittierenden Anlage an neue oder überarbeitete BVT-Schlussfolgerungen (=beste verfügbare Technik) anzupassen.

Die Europäische Kommission veröffentlicht hierzu seit 2001 laufend neue BVT-Referenzdokumente (European Commission 2001ff).

6.1.1.2 Deutschland

39. BImSchV (2010, 2019)

Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen vom 2. August 2010 BGBl. I S. 1065, zuletzt geändert durch Art. 2 V v. 18.7.2018 I 1222

Die 39. BImSchV ist rechtlich verbindlich. Sie dient der Umsetzung europäischer Vorgaben und ihrer nationalen Umsetzung im Rahmen des BImSchG. Konkret sind das die Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa (ABl. L 152 vom 11.6.2008, S. 1) und die Richtlinie 2004/107/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Dezember 2004 über Arsen, Cadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft (ABl. L 23 vom 26.1.2005, S. 3).

Zum Schutz der menschlichen Gesundheit beträgt der über ein Kalenderjahr gemittelte Immissionsgrenzwert für Blei 0,5 Mikrogramm pro Kubikmeter. Eine Beurteilungsschwelle gilt als überschritten, wenn sie in den vorangegangenen fünf Jahren in mindestens drei einzelnen Jahren überschritten worden ist.

Außerdem werden Immissionszielwerte für Arsen, Cadmium und Nickel zum Schutz von Menschen und Umwelt (als Durchschnitt eines Kalenderjahres) wie folgt vorgegeben, die nach Möglichkeit ab dem 01. Januar 2013 erreicht werden sollten. Entsprechend § 23 bedeutet „nach Möglichkeit“, dass dies mit verhältnismäßigen Maßnahmen, ..., die keine unverhältnismäßig hohen Kosten verursachen, möglich ist“.

- Arsen 6 ng/m³
- Cadmium 5 ng/m³
- Nickel 20 ng/m³

Diese Zielwerte, die aus dem EU-Positionspapier (Europäische Kommission (2000) (6.1.1.1) übernommen wurden, basieren ausschließlich auf humantoxikologischen Daten (Kleihauer et al. 2012, S. 152) und sind daher als Beurteilungswert für die Empfindlichkeit von Umweltkompartimenten nur bedingt geeignet.

In Gebieten und Ballungsräumen, in denen die Werte von Blei, Arsen, Kadmium und Nickel in der Luft unter den jeweiligen festgelegten Immissionsgrenzwert bzw. Zielwerten liegen, sind die zuständigen Behörden verpflichtet, die Werte dieser Schadstoffe unterhalb dieser Werte zu halten.

Werden in Teilgebieten nach § 20 Absatz 1 Nummer 2 die Zielwerte für Arsen, Kadmium und Nickel überschritten, stellen die zuständigen Behörden zur Weiterleitung an die EU-Kommission dar, welche Maßnahmen für diese Gebiete ergriffen wurden, um die Zielwerte zu erreichen. Dies betrifft vor allem die vorherrschenden Emissionsquellen. Für Industrieanlagen, die unter die Richtlinie 2008/1/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Januar 2008 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (ABl. L 24 vom 29.1.2008, S. 8) fallen, bedeutet dies, dass die besten verfügbaren Techniken (BVT)

im Sinne des Artikels 2 Nummer 12 jener Richtlinie angewandt wurden. Die Einhaltung der Zielwerte für Arsen, Cadmium und Nickel ist sicherzustellen, soweit dies mit verhältnismäßigen Maßnahmen, insbesondere solchen, die keine unverhältnismäßigen Kosten verursachen, möglich ist.

BBodSchV (1999; 2017)

Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), zuletzt durch Artikel 3 Absatz 4 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert

Mit dem Inkrafttreten des Gesetzes zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG) (BGBl. I 1998, zuletzt geändert 2017) wird die Bundesregierung ermächtigt, Anforderungen für die Untersuchung und Bewertung von schädlichen Bodenveränderungen zu erlassen.

Zu diesem Zweck ist die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) erlassen worden.

Die BBodSchV enthält in ihrem Anhang 2 Prüfwerte und Maßnahmenwerte sowie folgende vorsorgeorientierte Beurteilungswerte:

Vorsorgewerte für die Metalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink

Die Vorsorgewerte für Metalle sind in mg/kg Trockenmasse, Feinboden, (Königswasseraufschluss) angegeben. Die Vorsorgewerte werden nach den Hauptbodenarten gemäß Bodenkundlicher Kartieranleitung (AG Boden 1996), unterschieden; sie berücksichtigen den vorsorgenden Schutz der Bodenfunktionen bei empfindlichen Nutzungen.

Tab. 5: Vorsorgewerte für Metalle (in mg/kg Trockenmasse, Feinboden, Königswasseraufschluss) (BBodSchV, dort Anhang 2)

Böden	Cadmium	Blei	Chrom_{ges}	Kupfer	Quecksilber	Nickel	Zink
Bodenart Ton	1,5	100	100	60	1	70	200
Bodenart Lehm/ Schluff	1	70	60	40	0,5	50	150
Bodenart Sand	0,4	40	30	20	0,1	15	60

Vorsorgewerte im Sinne des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG 1998/2017) sind kritische Konzentrationen von Schadstoffen im Boden, bei deren Überschreitung unter Berücksichtigung von geogenen oder großflächig siedlungsbedingten Schadstoffgehalten in der Regel davon auszugehen ist, dass die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Die Vorsorgewerte zielen auf den Schutz des Bodens ab, insbesondere auf die Abwehr und die Vermeidung von Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen. Damit verbunden ist auch, einen nicht tolerierbaren Austrag in andere Umweltkompartimente wie Pflanzen, Tiere, Grundwasser und Luft zu unterbinden (Bachmann et al. 1997). Bei Böden mit naturbedingt oder großflächig siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten ist die Überschreitung der Vorsorgewerte akzeptabel, wenn keine erhebliche Freisetzung von Schadstoffen mit entsprechend nachteiligen Wirkungen auf die Bodenfunktionen erfolgt.

Die Vorsorgewerte sind grundsätzlich unter ökotoxikologischen Gesichtspunkten abgeleitet, jedoch mit Hintergrundwerten (HGW) für diffus-ubiquitär belastete Böden abgeglichen. Für anorganische Schadstoffe sind sie als königswasserextrahierbare Konzentrationen auf die Bodentrockenmasse bezogen. Da es sich bei den Beurteilungswerten um Konzentrationsangaben handelt, sind diese nicht ohne weiteres vergleichbar mit tolerierbaren Eintragsraten.

Die Hintergrundwerte geben den Ist-Zustand der diffus-ubiquitär belasteten Böden an und beinhalten den geogenen Grundgehalt und die ubiquitäre Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge in den Boden (LABO 2017). Der geogene Grundgehalt ist der Stoffbestand des Bodens, der sich aus dem Ausgangsgestein und der durch pedologische Prozesse beeinflussten Umverteilung von Stoffen im Boden ergibt.

Als schädliche Bodenveränderungen werden Schadstoffgehalte im Boden bezeichnet, die die Vorsorgewerte überschreiten und die krebserzeugende, erbgutverändernde, fortpflanzungsgefährdende oder toxische Eigenschaften aufweisen. Die Vorsorgewerte zielen somit sowohl auf den Schutz der menschlichen Gesundheit, als auch auf den Schutz von Boden-Invertebraten und Pflanzen ab. Sie sind aus human- und ökotoxikologischen Wirkungsschwellen abgeleitet worden.

Hinweis:

Die Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) hat 2017 die 4. überarbeitete und ergänzte Auflage der „Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden“ veröffentlicht. Diese Werte sind noch nicht in der BBodSchV berücksichtigt.

Zulässige Zusatzbelastungen, wenn Vorsorgewerte bereits erreicht sind

Das sind zusätzliche jährliche Frachten für Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink über alle Eintragspfade nach § 8 Abs. 2 Nr. 2 des Bundes-Bodenschutzgesetzes, also nicht explizit für den Eintrag aus der Luft (Tab. 6).

Tab. 6: Zulässige Zusatzbelastungen, wenn Vorsorgewerte bereits erreicht sind (BBodSchV, Anhang 2)

Stoff	zusätzliche Fracht
	[g ha ⁻¹ a ⁻¹]
Cd	6
Pb	400
Ni	100
Cu	360
Zn	1200
Cr _{ges}	300

Zulässige Zusatzbelastungen zielen auf die Vermeidung oder Verminderung weiterer Schadstoffakkumulationen im Boden ab, wenn Vorsorgewerte bereits überschritten sind. Hierbei handelt es sich um kritische Eintragsraten von Schwermetallen. Sie gehen von einer akzeptablen Erhöhung der Konzentrationen im Boden aus, wenn Vorsorgewerte bereits überschritten sind. Die zulässigen Zusatzbelastungen haben daher nur noch eingeschränkt vorsorgenden Charakter im Sinne einer nachhaltigen Vermeidung von Risiken nachteiliger Wirkungen durch Schadstoffakkumulation. Sie sind eher mit einer Bagatellgrenze oder Irrelevanzschwelle vergleichbar.

Prüf- und Maßnahmewerte

Konkrete Anhaltspunkte, die den hinreichenden Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast begründen, liegen in der Regel vor, wenn Untersuchungen eine Überschreitung von Prüfwerten ergeben. Durch eine Detailuntersuchung soll in diesem Fall festgestellt werden, ob sich aus räumlich begrenzten Anreicherungen von Schadstoffen innerhalb einer Verdachtsfläche Gefahren ergeben und ob und wie eine Abgrenzung von nicht belasteten Flächen geboten ist (Tab. 7, Tab. 8, Tab. 9).

Wirkungspfad Boden - Mensch

Tab. 7: Prüfwerte nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 des Bundes-Bodenschutzgesetzes für die direkte Aufnahme von Schadstoffen auf Kinderspielflächen, in Wohngebieten, Park- und Freizeitanlagen und Industrie- und Gewerbegrundstücken (in mg/kg Trockenmasse, Feinboden)

Prüfwerte (mg kg ⁻¹ TM)				
Stoff	Kinderspielflächen	Wohngebiete	Park- u. Freizeitanlagen	Industrie- und Gewerbegrundstücke
Arsen	25	50	125	140
Blei	200	400	1 000	2 000
Cadmium	10 (2 in Haus- und Kleingärten)	20	50	60
Chrom	200	400	1 000	1 000
Nickel	70	140	350	900

Wirkungspfad Boden - Nutzpflanze

Tab. 8: Prüf- und Maßnahmenwerte für den Schadstoffübergang Boden - Nutzpflanze auf Ackerbauflächen und in Nutzgärten sowie auf Grünlandflächen im Hinblick auf die Pflanzenqualität (in mg/kg Trockenmasse, Feinboden)

Stoff	Äcker und Nutzgärten		Grünland
	Prüfwert	Maßnahmenwert	Maßnahmenwert
	(mg kg ⁻¹ TM)		
Arsen	200 ¹⁾	-	50
Cadmium	-	0,04/0,1 ²⁾	20
Blei	0,1	-	1200
Kupfer			1300 ³⁾
Nickel			1900

¹⁾ Bei Böden mit zeitweise reduzierenden Verhältnissen gilt ein Prüfwert von 50 mg/kg Trockenmasse.

²⁾ Auf Flächen mit Brotweizenanbau oder Anbau stark Cadmiumanreichernder Gemüsearten gilt als Maßnahmenwert 0,04 mg/kg Trockenmasse; ansonsten gilt als Maßnahmenwert 0,1 mg/kg Trockenmasse.

³⁾ Bei Grünlandnutzung durch Schafe gilt als Maßnahmenwert 200 mg/kg Trockenmasse.

Wirkungspfad Boden - Grundwasser

Tab. 9: Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfads Boden - Grundwasser (in µg/l)

Stoffe	Prüfwert (µg l ⁻¹)
Arsen	10
Blei	25
Cadmium	5
Chrom, gesamt	50
Chromat	8
Kupfer	50
Nickel	50
Zink	500

Wird ein Prüfwert am Ort der Probenahmen überschritten, ist im Einzelfall zu ermitteln, ob die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser am Ort der Beurteilung den Prüfwert übersteigt. Zur Bewertung der von Verdachtsflächen ausgehenden Gefahren für das Grundwasser ist eine Sickerwasserprognose zu erstellen, um im Einzelfall abzuschätzen und zu bewerten, inwieweit zu erwarten ist, dass die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser den Prüfwert am Ort der

Beurteilung überschreitet. Ort der Beurteilung ist der Bereich des Übergangs von der ungesättigten in die gesättigte Zone.

Soweit schädliche Bodenveränderungen und Altlasten in der wassergesättigten Bodenzone vorliegen, werden sie hinsichtlich einer Gefahr für das Grundwasser nach wasserrechtlichen Vorschriften bewertet.

Die geogen bedingte Hintergrundsituation der jeweiligen Grundwasserregion ist bei der Anwendung der Prüfwerte zu berücksichtigen.

Die Ergebnisse der Detailuntersuchung sind unter Beachtung der Gegebenheiten des Einzelfalls, insbesondere auch anhand von Maßnahmenwerten, daraufhin zu bewerten, inwieweit Maßnahmen erforderlich sind.

Hinweis:

Die Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) veröffentlichte 2004 mit Zustimmung der Umweltministerkonferenz den Bericht „Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser“ (LAWA 2004). Rechtliche Änderungen durch EU und Bund sowie neue fachliche Erkenntnisse machten eine Überprüfung der Werte notwendig. Durch eine gemeinsame Arbeitsgruppe mit Vertretern von LAWA, LABO und LAGA wurden 2013 bis 2015 die entsprechenden Änderungen und die Neuformulierung eines Kapitels „Grundsätze für die Anwendung der Geringfügigkeitsschwellenwerte“ erarbeitet (Zeddel 2016). Diente die Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen ursprünglich der Untersetzung der Prüfwerte der BBodSchV, so werden sie aktuell auch in den Rechtsbereichen Wasser-, Abfall- und Bodenschutzrecht genutzt.

Die Geringfügigkeitsschwelle (GFS) ist die Konzentration eines anthropogen eingetragenen Stoffes, bis zu der eine räumlich begrenzte Änderung der chemischen Beschaffenheit des Grundwassers als geringfügig einzustufen ist und ab der eine nachteilige Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit vorliegt. Die Geringfügigkeitsschwelle wird weiter definiert als die Konzentration, bei der trotz einer Erhöhung der Stoffgehalte gegenüber regionalen Hintergrundwerten die Anforderungen der Trinkwasserverordnung oder entsprechend abgeleiteter Werte eingehalten werden und keine relevanten ökotoxischen Wirkungen auftreten können (Tab. 10). Human- und ökotoxikologische Wirkungen eines Stoffes im Sickerwasser bei Eintritt in das Grundwasser werden zunächst parallel betrachtet und der jeweils kleinere Wert führt nach abschließenden Plausibilitätsprüfungen zur Ausweisung der GFS.

Tab. 10: Geringfügigkeitsschwellenwerten für die Metall-Konzentration im Sickerwasser (vgl. Zeddel et al. 2016)

Geringfügigkeitsschwellen		
Ökosystem- und Trinkwasserschutz		
		µg l⁻¹
As	Basiswert ⁸⁾	3,2
Cr(III)	ökotoxikologische Wirkungsschwelle ⁶⁾	3,4
Cu	Basiswert ⁸⁾	5,4
Ni	Basiswert ⁸⁾	7
Zn	Basiswert ⁸⁾	60
Pb	ökotoxikologische Wirkungsschwelle ⁶⁾	1,2
Cd	Basiswert ⁸⁾	0,3
Hg	Basiswert ⁸⁾	0,1

⁶⁾ ökotoxikologische Wirkungsschwelle < humantoxikologische Wirkungsschwelle

⁸⁾ Der kleinere Wert auf Grundlage der ökotoxischen Wirkung lag unter dem Basiswert, so dass die GFS in Höhe des Basiswertes ausgewiesen ist

Basiswerte sind definiert als geogene Hintergrundkonzentration eines Elements im unbelasteten Grundwasser, ermittelt als flächengewichtetes Mittel der 90er Perzentilwerte von 15 hydrogeologischen Bezugsräumen (LAWA 2004; Zeddel et al. 2016). Sie dienen der Plausibilitätsprüfung, da ökotoxikologisch abgeleitete Werte, die im Bereich der natürlichen Hintergrundkonzentration liegen, nicht eine nachteilige Veränderung indizieren können.

Die Konzentration der Stoffe im Sickerwasser natürlicher, unbelasteter Böden wurde durch die Untersuchung von Eluaten im 2:1-Eluat abgeschätzt. Die daraus abgeleiteten Hintergrundwerte (als 95er-Perzentil), sind veröffentlicht und werden als sogenannte methodenspezifische Eluatwerte mit den Geringfügigkeitsschwellen abgeglichen. Der doppelte methodenspezifische Eluatwert dient dann als Prüfwert für den Pfad Boden – Grundwasser.

Diese aktualisierten GFS haben noch nicht Eingang in die BBodSchV gefunden.

TA Luft (2021)

Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 28.5.2021

Die TA Luft konkretisiert die Anforderungen, die Behörden bei der Anlagengenehmigung an die Anlagenbetreiber zu stellen haben. Dabei wird unterschieden zwischen Immissionswerten, bei deren Überschreitung grundsätzlich vom Vorliegen schädlicher Umwelteinwirkungen auszugehen ist (Werte zum Schutz der menschlichen Gesundheit) und Immissionswerten, bei deren Überschreiten im Wege der Sonderfallprüfung nachgewiesen werden kann, dass trotz Überschreitung keine schädlichen Umwelteinwirkungen vorliegen (Werte zum Schutz vor erheblichen Nachteilen oder erheblichen Belästigungen).

Der Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch die Deposition luftverunreinigender Stoffe, insbesondere der Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen, ist sichergestellt, soweit folgende Immissionswerte nicht überschritten werden (Tab. 11):

Tab. 11: Immissionswerte der TA Luft

	TA Luft Tab. 6 ¹⁾		TA Luft Tab. 8 ²⁾		
	µg m ⁻² d ⁻¹	g ha ⁻¹ a ⁻¹		µg m ⁻² d ⁻¹	g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd und seine anorganischen Verbindungen, angegeben als Cd	2	7,3	Acker	2,5	9,1
			Grünland	32	116,8
Pb und seine anorganischen Verbindungen, angegeben als Pb	100	365	Acker	185	675,3
			Grünland	1900	6935,0
As und seine anorganischen Verbindungen, angegeben als As	4	15	Acker	1170	4270,5
			Grünland	60	219,0
Ni und seine anorganischen Verbindungen, angegeben als Ni	15	55	Acker	-	
			Grünland	-	
Quecksilber und seine anorganischen Verbindungen, angegeben als Hg	1	36,5	Acker	30	1095,0
			Grünland	3	109,5
Thallium und seine anorganischen Verbindungen, angegeben als Tl	2	73	Acker	7	255,5
			Grünland	25	912,5

1) Immissionswerte für Schadstoffdepositionen

2) Depositionswerte als Anhaltspunkte für die Sonderfallprüfung

Für die aus dem Bodenschutzrecht übernommenen „Depositionswerte“ stützt man sich auf den Bericht einer gemeinsamen Arbeitsgruppe des Länderausschusses für Immissionsschutz (LAI) und der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Boden (LABO). Die Grundlagen bildeten die Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV, für die Bachmann et al. (1997) die fachlichen Grundlagen schufen. Prinz und Bachmann (1999) beschrieben die Ableitung von

Depositionswerten für Schwermetalle für die Anwendung in der TA Luft („niederschlagsbegrenzende Werte“). Es werden Böden von Siedlungsflächen sowie landwirtschaftliche Nutzflächen berücksichtigt. Die akzeptablen Depositionsraten werden unter Berücksichtigung der Differenz zwischen den 90-Perzentilen der Hintergrundwerte und Maßnahme- bzw. Prüfwerten für die Schwermetallkonzentration im Boden, einer festgelegten Bodentiefe und der Bodendichte berechnet.

Allerdings stützten sich die resultierenden Empfehlungen von Prinz u. Bachmann (sowie LABO und LAI) nicht ausschließlich auf fachliche Überlegungen, sondern auch auf Erwägungen bezüglich der damaligen Einhaltbarkeit.

Im Gegensatz zu den unter Vorsorgegesichtspunkten abgeleiteten zulässigen zusätzlichen Frachten nach Abs. 2 Pkt. 5 BBodSchV wurden die Immissionswerte der TA Luft auf Basis der Prüf- und Maßnahmewerte und damit unter Gefahrenabwehraspekten für unterschiedliche Nutzungen abgeleitet. Im Allgemeinen fand die Festlegung der Werte auf Basis der empfindlichsten Bodennutzung, d. h. für Kinderspielflächen, statt. Obwohl die TA Luft entsprechend in Nr. 1 Abs. 1 sowohl der Gefahrenabwehr als auch der Vorsorge dienen will, zielen die festgelegten Werte, die Umweltgüter zum Gegenstand haben, demnach lediglich auf den Schutz vor Schäden ab. Sie sind mithin der Gefahrenabwehr zuzurechnen und nicht vorsorgeorientiert. Zudem werden die Immissionsgrenzwerte für Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Quecksilber und Thallium sowie deren anorganische Verbindungen in der TA Luft auf humantoxikologische Wirkungsschwellen zurückgeführt. Sie sind somit weder effektbasiert auf natürliche Ökosysteme oder deren Bestandteile ausgerichtet.

Nach Nr. 6.1.2 der TA Luft ist der Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen nicht ausreichend gewährleistet, wenn die Immissionswerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit nach Nr. 4.2.1 der TA Luft an einem für den Menschen dauerhaft zugänglichen Ort im Einwirkungsbereich einer Anlage überschritten sind und der Betrieb der Anlage relevant zu den schädlichen Umwelteinwirkungen beiträgt.

Critical Loads nach CLRTAP 2017

Im Auftrag des Umweltbundesamtes Deutschlands wurde 2017 flächendeckend für Deutschland mit der Massenbilanzmethode entsprechend (CLRTAP 2017) für Cadmium-, Blei- und Quecksilber-Einträge und für weitere Schwermetalle (Arsen, Kupfer, Zink, Chrom und Nickel) Critical Loads zum Schutz der menschlichen Gesundheit $CL(M)_{\text{drink}}$ und zum Schutz von Boden und natürlichen Ökosystemen $CL(M)_{\text{eco}}$ berechnet (Schlutow 2018, Schlutow et al. 2021c).

Die statistische Auswertung der Verteilung der Critical Loads in Deutschland gibt Tab. 12 wieder.

Tab. 12: Übersicht über die 5er, 50er und 95-Perzentile der Critical Loads in den Rezeptorflächen Deutschlands

	Nickel	Kupfer	Zink	Blei	Arsen	Chrom- ges	Cadmium	Quecksilber
$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$								
Trinkwasser								
5er Perz.		1070	2848	9	6	28	2,5	0,6
50er Perz.		6172	15628	35	31	156	10,2	3,2
95er Perz.		11268	28316	61	56	282	18	5,7
Ökosystem								
5er Perz.	109	13	189	6	181	115	4,1	0,2
50er Perz.	518	74	565	21	414	263	10,5	0,4

	Nickel	Kupfer	Zink	Blei	Arsen	Chrom- ges	Cadmium	Quecksilber
g ha ⁻¹ a ⁻¹								
95er Perz.	3338	710	1032	601	711	448	42,4	0,6
Nahrung (Weizenprodukte)								
5er Perz.							3	
50er Perz.							6,0	
95er Perz.							9,3	

6.1.2 Feinstaub

In der TA Luft, Tab. 2, wird ein Immissionsgrenzwert für nicht gefährdenden Staubbiederschlag zum Schutz vor erheblichen Belästigungen oder erheblichen Nachteilen von 0,35 g m⁻² d⁻¹ (= 1277 kg ha⁻¹ a⁻¹) angegeben. Das Schutzgut wird jedoch nicht explizit genannt. Die 39. BImSchV gibt für PM2,5 eine Grenzkonzentration von 25 µg m⁻³ vor.

6.1.3 Schadgase

Für den Schutz von Ökosystemen ist lediglich eine Grenzkonzentration für Fluorwasserstoff (HF) in der TA Luft (TAL-Kap. 4.4) mit 0,4 µg m⁻³ vorgegeben.

Für Tetrachlorethen und Benzol liegen keine Grenzwerte für den Schutz von Ökosystemen in der TA Luft vor. Die Brandenburgische Vollzugshilfe empfiehlt zum Schutz aquatischer Ökosysteme einen Beurteilungswert für Tetrachlorethen und Benzol von 10 µg l⁻¹. Die Brandenburgische Vollzugshilfe (LfU 2019) fordert jedoch nicht die Einhaltung dieser Beurteilungswerte auch in (semi-)terrestrischen Ökosystemen des Einzugsgebietes eines Gewässers. Da in diesem Projekt keine aquatischen Ökosysteme (Stand- oder Fließgewässer) zu beurteilen sind, sind diese Beurteilungswerte nicht anzuwenden.

In der TA Luft gibt es Grenzkonzentrationen zum Schutz der menschlichen Gesundheit, für Benzol beträgt dieser 5 µg m⁻³ und für Tetrachlorethen 10 µg m⁻³, wobei die Irrelevanzschwellen mit 0,15 µg m⁻³ für Benzol und 0,3 µg m⁻³ für Tetrachlorethen angegeben werden.

6.2 Abschneidekriterium

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

Das LANUV (2012) folgende Abschneidekriterien vorgegeben, die sich für die Schwermetalle an der messtechnischen Nachweisbarkeitsgrenze orientieren und für die sonstigen Schadstoffe 10 % des Grenzwertes zum Schutz der menschlichen Gesundheit betragen. (Tab. 13).

Tab. 13: Abschneidekriterien für die Abgrenzung des Untersuchungsgebietes (LANUV 2012)

Metall/ Schadgas/Feinstaub	Abschneidekriterium LANUV 2012	
	$[\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}]$	$[\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}]$
Arsen	0,02	0,073
Blei	5	18,25
Cadmium	0,1	0,365
Nickel	0,6	2,19
Quecksilber	0,01	0,0365
Thallium	0,02	0,073
Benzol	$0,05 \mu\text{g m}^{-3}$	
Fluorwasserstoff	$0,03 \mu\text{g m}^{-3}$	
Tetrachlorethen	$0,1 \mu\text{g m}^{-3}$	
Feinstaub (PM10; PM2,5)	$0,4 \mu\text{g m}^{-3}, 0,25 \mu\text{g m}^{-3}$	

Für Zink, Kupfer, Chrom, Antimon, Vanadium und Zinn sind vom LANUV keine Abschneidekriterien vorgegeben.

Da sich Nachweisbarkeitsgrenzen im Zuge des technologischen Fortschritts bei der Entwicklung von Messgeräten immer weiter nach unten verschieben, ist das Abschneidekriterium auf Basis der messtechnischen Nachweisbarkeitsgrenze nur für einen bestimmten Zeitraum anwendbar und muss regelmäßig revidiert werden. Deshalb wird im vorliegenden Fall auf die Anwendung der Nachweisbarkeitsgrenze als Beurteilungsmaßstab für die Erheblichkeit von Luftschadstoffeinträgen verzichtet.

Die Ermittlung des Beurteilungsgebietes basiert aus gleichem Grund auf einem vorsorglich sehr weit gefassten Radius von 10 km um das Vorhabensgebiet.

6.3 Beurteilung anhand von Critical Loads und Critical Levels

6.3.1 Übersicht der Prüfschritte

Für die Bewertung der Erheblichkeit von Luftschadstoffeinträgen in Ökosysteme hat sich als Maßstab für die Einschätzung der Empfindlichkeit der Ökosysteme, darunter insbesondere für naturnahe bzw. halbnatürliche Ökosysteme wie den FFH-Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie, die Bestimmung von Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads/Critical Levels) bewährt (CLRTAP 2004-2017, BMVBS 2013).

Der Critical Load ist definitionsgemäß die höchste Gesamteintragsrate des betrachteten Schadstoffs, unterhalb dessen nach heutigem Stand des Wissens langfristig keine schädlichen Wirkungen auf die menschliche Gesundheit und auf Struktur und Funktion von Ökosystemen zu erwarten sind.

Der ermittelte Critical Load ist ein Vorsorgewert, bei dessen Einhaltung mit Sicherheit jegliche schädigende Wirkung ausgeschlossen werden kann. Wird der Critical Load von der Gesamtbelastung überschritten, erhöht sich das Risiko einer Beeinträchtigung. In der Regel besteht jedoch ein mehr oder weniger großer Sicherheitsbereich zwischen der Null-Risiko-Grenze (= Critical Load) und einem signifikant erhöhten Risiko, innerhalb dessen auch bei Überschreitungen des Critical Loads noch nicht mit erheblichen Beeinträchtigungen zu rechnen ist. Ob und vor allem wann bei Überschreitung des Critical Loads ein erhebliches Risiko zu erwarten ist, wird anhand der Erheblichkeitsschwelle bewertet (vgl. Abb. 1). Aufgrund der Komplexität der Wirkungsmechanismen und Synergieeffekte in einem offenen Ökosystem ist die empirische Ermittlung von Erheblichkeitsschwellen nicht möglich. Deshalb werden sehr konservative Annahmen getroffen, die sich auch aus dem Verhältnismäßigkeitsgrundsatz ableiten.

Für gasförmige Schadstoffe, die überwiegend direkt von den Pflanzen über die Spaltöffnungen der Blätter oder Nadeln aufgenommen werden, wird die Belastbarkeitsschwelle als Grenzkonzentration (Critical Level) in der Atmosphäre angegeben. Ein Critical Level ist die Konzentration von Schadstoffen in der Atmosphäre, oberhalb derer direkte Schadefekte an

empfindlichen Pflanzen nach derzeitigem Wissen zu erwarten sind (CLRTAP 2004-2017) (vgl. auch Abb. 1).

Prüfschritte zur Erheblichkeitsbeurteilung anhand von Critical Levels/Loads

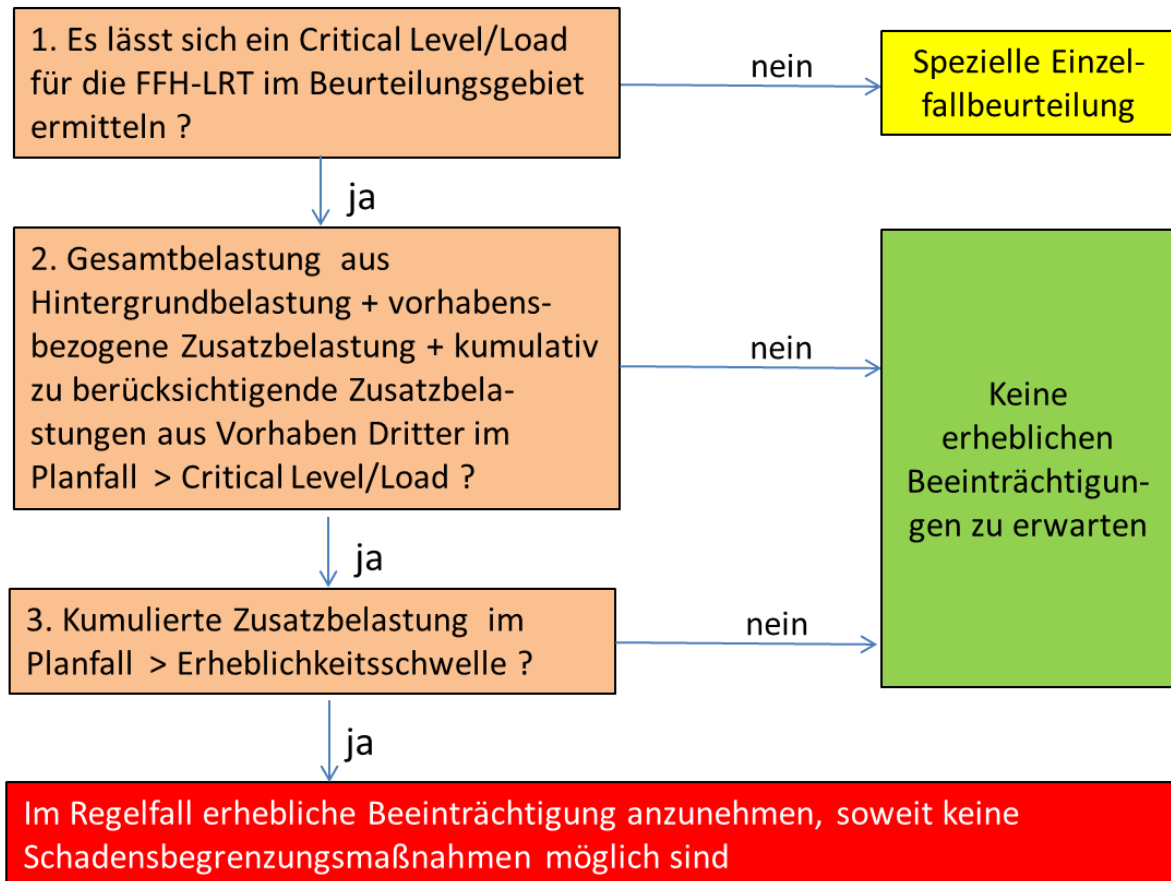


Abb. 1:Prüfschritte zur Erheblichkeitsbeurteilung von ggf. kumulierten zu erwartenden Zusatzkonzentrationen bzw. –depositionen anhand von Critical Levels/Loads

6.3.2 Erheblichkeitsschwelle

Erheblichkeitsschwellen für Schadstoffeinträge sind in der Brandenburger Vollzugshilfe (LfU Brandenburg 2019) wie folgt definiert (Zitat):

„Die empfohlenen Erheblichkeitsschwellen betragen in der Regel 100 % des Beurteilungswertes, sind also mit diesem identisch.“

Ein Sonderfall ist gegeben, wenn der Beurteilungswert entweder bereits durch die bestehende Vorbelastung allein oder nach Realisierung des Vorhabens durch die Gesamtbelastung (ev. auch infolge von Summationswirkungen durch andere Vorhaben) überschritten wird. In diesen Fällen ist ein zusätzlicher projektbedingter Stoffeintrag unerheblich, wenn er irrelevant ist, auch wenn der Beurteilungswert überschritten wird. Dies bedeutet: die Irrelevanzschwelle wird zur Erheblichkeitsschwelle.“

Als Erheblichkeitsschwellen für die projektbedingte Zusatzbelastung werden von LfU Brandenburg (2019) vorgeschlagen: 2 % des Beurteilungswertes für prioritäre Stoffe und Stoffgruppen nach EU-Wasserrahmenrichtlinie. Diese sollen in diesem Projekt angewendet werden.

Für nicht prioritäre Schwermetalle und Schadgase kann die Erheblichkeitsschwelle von 3 % des Critical Loads, wie sie für versauernde und eutrophierende Schadstoffeinträge bereits üblich (BMVBS 2013; Balla et al. 2014) und höchstrichterlich anerkannt ist (Urteil des Bundesverwaltungsgerichtes zum Verfahren BAB A 49, BVerwG 23.4.2014 9 A 25/12) und

angewendet wird, entsprechend übertragen werden. Diese Erheblichkeitsschwelle ist aus dem Verhältnismäßigkeitsgrundsatz des Europäischen Gemeinschaftsrechts abgeleitet.

Ein erhebliches Risiko durch ein feinstaubemittierendes Vorhaben ist erst bei Überschreitung einer relativ hohen Erheblichkeitsschwelle durch die Zusatzbelastung zu erwarten. Da die Risiken durch die Stickstoff- und Schwermetallkompartimente des Staubs bereits durch deren stoffspezifische Critical Loads bewertet wurden, geht es bei der Bewertung des Feinstaubes im engeren Sinne nunmehr um die sonstigen nicht toxischen Wirkungen. In Anlehnung an die Festlegung des LANUV (2012), das als Abschneidekriterium 10 % des Grenzwertes zum Schutz der menschlichen Gesundheit vorgegeben hat, wird die Erheblichkeitsschwelle für Feinstaub bei 10 % des $CL_{PM(ges)}$ angesetzt.

Zusammengefasst werden in diesem Projekt folgende Erheblichkeitsschwellen für Zusatz-Depositionen angesetzt:

- **Blei: 2 % des Critical Loads**
- **Cadmium: 2 % des Critical Loads**
- **Quecksilber: 2 % des Critical Loads**
- **Nickel: 3 % des Critical Loads**
- **Arsen: 3 % des Critical Loads**
- **Thallium: 3 % des Critical Loads**
- **Zink: 3 % des Critical Loads**
- **Kupfer: 3 % des Critical Loads**
- **Chrom: 3 % des Critical Loads**
- **nicht toxischer Feinstaub: 10 % des Critical Loads**
- **Benzol: 2% des phytotoxischen Critical Levels**
- **Fluorwasserstoff: 3% des phytotoxischen Critical Levels**
- **Tetrachlorethen: 3% des phytotoxischen Critical Levels**

6.4 Besorgnispotential bisher nicht regulierter Metalle

Nach § 10 BBodSchV i.V.m. § 9 Abs. 1 Nr. 2 sind Vorkehrungen zur Vorsorge auch bei Schadstoffen zu treffen, für die (noch) keine Vorsorgewerte vorliegen. Zur Beurteilung der Stoffgehalte in Böden können die Hintergrundwerte herangezogen werden (LABO 2017). Zu den Hintergrundwerten wird in LABO (2017) folgende Definition gegeben: "Hintergrundwerte sind repräsentative, statistisch abgeleitete Werte für allgemein verbreitete Hintergrundgehalte eines Stoffes oder einer Stoffgruppe in Böden. Hintergrundwerte für Böden beruhen auf den ermittelten Hintergrundgehalten und bezeichnen unter Angabe der statistischen Kenngrößen sowie der Bezugsgrößen wie Ausgangsgestein der Bodenbildung, Bodeneigenschaften, Bodenhorizont, Nutzung und Gebietsdifferenzierung die repräsentativen Stoffgehalte in Böden."

Hintergrundwerte von Stoffen in Böden spielen neben wirkungsbezogenen Maßstäben eine wichtige Rolle bei der fachlichen Ableitung von Vorsorgewerten nach den Maßstäben des Bundes-Bodenschutzgesetzes. Die Hintergrundwerte stellen eine Grundlage zur Bewertung der voraussichtlichen Umweltauswirkungen eines Vorhabens im Rahmen des vorsorgenden Schutzes des Bodens nach § 12 UVPG dar.

Die Hintergrundwerte sind für die Stoffe als Beurteilungsmaßstab heran zu ziehen, für die bisher keine wirkungsbezogenen ökologischen Belastbarkeitsgrenzen hergeleitet werden können und für die auch ansonsten noch keine Immissionsgrenzwerte festgelegt oder vorgeschlagen sind. Dies betrifft im vorliegenden Fall die Schwermetalle Antimon, Zinn und Vanadium.

Bachmann et al. (1998) umschreiben die generellen fachlichen Anforderungen im Hinblick auf die Bestimmung der Vorsorgewerte für die BBodSchV. Darin wird darauf hingewiesen, dass die Vorsorgewerte „einen ausreichenden Abstand zu den Hintergrundgehalten für Böden

aufweisen sollen“. Die Festlegung von Vorsorgewerten unterhalb typischer Hintergrundwerte ist zu vermeiden (Kleihauer et al. 2012).

Die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, LABO, veröffentlichte 2017 die Ergebnisse der 4. bundesweiten Messkampagne von Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden (LABO 2017), unterteilt nach Ländern und für ganz Deutschland, u.a. für Antimon und Vanadium (Tab. 14). Die Zusammenstellung aus den Messergebnissen in Deutschland, Nordrhein-Westfalen und allen anderen Bundesländern wurde nach Ausgangsgesteinshauptgruppen differenziert, da die Abhängigkeit der Hintergrundwerte im Wesentlichen von den geogenen Gehalten der Ausgangsgesteine und deren Verwitterbarkeit abhängt. Da zu einigen vorliegend relevanten Substrattypen (Auenlehm, Auenton) Messwerte weder in der deutschen Zusammenfassung, noch für Nordrhein-Westfalen enthalten sind, werden diese Werte aus den Ergebnissen für Rheinland-Pfalz verwendet. Die verwendeten Werte sind fett markiert.

Zinngehalte wurden nur in Bayern (Median=2 mg/kg für alle Substrate und Nutzungsarten) und in Sachsen (Median=<3 mg/kg für fluviatile Sande und Löss aller Nutzungsarten) gemessen.

Tab. 14: Hintergrundwerte der Vanadium- und Antimongehalte im Oberboden ländlicher Räume in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein (LABO 2017⁸)

Hintergrundwerte im Oberboden [mg kg⁻¹ Boden]				
	V		Sb	
	Median	90er Perz.	Median	90er Perz.
Hintergrundwerte in Nordwestdeutschland bzw. Deutschland (Oberboden)				
Terassen- und Schotterablagerungen				
Grünland	(21)	-	(0,3)	-
Wald	6,5	14	0,3	0,5
Sande + mächtige sandige Deckschichten				
Grünland	17	38	0,2	0,5
Wald	6,3	13	0,4	0,1
Geschiebemergel / -lehme				
Grünland	-	-	-	-
Wald (gesamt)	8,6	19	0,4	0,6
Lösse und Lössderivate				
Grünland	55	98	0,6	2,1
Wald	34	58	0,8	2,2
Sandlösse				
Grünland	-	-	-	-
Wald	16	32	0,9	2
Carbonatgesteine (Kalk- und Mergelgesteine)				
Grünland	67	101	0,7	1,8
Wald	52	92	0,9	2
Tongesteine (i.w.S.)				
Grünland	55	96	0,8	2,3
Wald	36	79	1,4	3,7
Sandsteine				
Grünland	45	83	0,6	1,2
Wald	18	46	0,6	2,0
Basische Magmatite und Metamorphite				

⁸ https://www.labo-deutschland.de/documents/LABO_HGW_Anhang_02_2017.pdf

Hintergrundwerte im Oberboden [mg kg⁻¹ Boden]				
	V		Sb	
	Median	90er Perz.	Median	90er Perz.
Grünland	140	237	0,5	1,5
Wald	105	212	1,2	3,4
Bimstufe				
Grünland	86	136	(0,7)	
Wald	54	124	1,3	3,9
Saure Magmatite und Metamorphite				
Grünland	69	111	0,5	1,4
Wald	40	86	1,1	2,8
Moore				
Grünland	36	69	0,9	2,3
Wald	13	48	1,1	2,8
Hintergrundwerte in Nordrhein-Westfalen				
ohne Differenzierung nach Ausgangssubstrat				
Grünland /Gärten	40	-	8,1	-
Wald (Auflage)	33	50	1,5	4,1
Wald (Oberboden)	12	28	3,5	7,5
Fließerde und Verwitterungsbildung				
Grünland	-	-	-	-
Wald	36	47	1,9	-
Fluviatile Ablagerungen				
Grünland	-	-	-	-
Wald	21		-	-
(Schwemm-)Löss				
Wald	31	49	-	-
Hintergrundwerte in Rheinland-Pfalz				
Auensand (karbonatfrei)				
Ohne Nutzungsdifferenzierung	23	34		
Auensand (karbonathaltig)				
Ohne Nutzungsdifferenzierung	16	18		
Auenschluff / Auenlehm (carbonatfrei)				
Ohne Nutzungsdifferenzierung	41	61	1,33	3,87
Auenschluff / Auenlehm (karbonathaltig)				
Ohne Nutzungsdifferenzierung	38	51		
Flugsand (karbonatfrei)				
Ohne Nutzungsdifferenzierung	10	14	0,75	2,64

7 Ermittlung von Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads) im Untersuchungsgebiet

7.1 Critical Load-Modellierung für die Schwermetalle Cd, Pb, Hg, As, Ni, Tl, Cu, Cr und Zn

Die Berechnung von Critical Loads erfolgt nach dem Massenbilanzansatz unter Annahme eines chemischen Gleichgewichtes im betrachteten System sowie eines Gleichgewichtszustandes (steady state) zwischen Ein- und Austrägen bei einem Konzentrationsniveau definiert durch das Critical Limit.

Das Critical Limit ist eine wirkungsbasiert abgeleitete Grenzkonzentration im Ökosystem, unterhalb derer signifikante Schädwirkungen auf die menschliche Gesundheit sowie auf definierte empfindliche Bestandteile der Ökosysteme nach heutigem Stand des Wissens ausgeschlossen werden können.

Bei der Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle werden in diesem Gutachten naturnahe bzw. halbnatürliche Ökosysteme als Rezeptorflächen einbezogen, die als FFH-Lebensraumtypen ausgewiesen sind.

Die Methodik und die Grundlagen für die wirkungsbasierte CL-Modellierung für Schwermetalle sind international abgestimmt, seit langem bewährt und internationaler Standard (vgl. CLRTAP 2004-2017).

7.1.1 Methodischer Ansatz und allgemeine Grundlagen

Der methodische Ansatz zur Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle folgt in dieser Studie den Empfehlungen im Manual des ICP Modeling & Mapping (CLRTAP 2017, Kapitel V.5). Hierbei werden alle relevanten Flüsse in bzw. aus einer bestimmten Bodenschicht, in der die wesentlichen Stoffumsetzungen geschehen bzw. in denen die Rezeptoren ihren Verbreitungsschwerpunkt haben und die daher für die Wirkungen im System relevant sind, gegenüber gestellt. Die Betrachtung von Schwermetallflüssen, -vorräten und -konzentrationen beziehen sich auf die mobilen bzw. potenziell mobilisierbaren Metalle, nur sie sind für die Betrachtung der Stoffflüsse relevant.

Die Massenbilanzgleichung bezieht als Austragspfade aus dem terrestrischen Ökosystem die Aufnahme in die Biomasse mit nachfolgender Ernte und den Austrag mit dem Sickerwasserfluss wie folgt ein:

$$CL(M) = M_u + M_{le(crit)}$$

mit:

CL(M) = Critical Load des Metalls M [g ha⁻¹ a⁻¹]

M_u = Nettoaufnahme des Metalls M in Biomasse unter Critical Load-Bedingungen [g ha⁻¹ a⁻¹]

M_{le(crit)} = schadlose Auswaschungsrate des Metalls M aus der betrachteten Bodenschicht bei ausschließlicher Betrachtung vertikaler Flüsse (Sickerwasser) [g ha⁻¹ a⁻¹]

wobei

M_{le(crit)} = [M]_{crit} · Q

Mit:

[M]_{crit} = kritische Konzentration des Metalls M im Sickerwasser [g m⁻³]

Q = Sickerwasserrate [m³ ha⁻¹ a⁻¹]

Von der Einbeziehung weiterer Terme wird entsprechend den Empfehlungen des Expert Panel for Heavy Metals an das ICP Modeling & Mapping (EP CLHM 2005, vgl. auch Nagel et al. 2008) abgesehen.

An diesem Ansatz gibt es seit 2004 keine Änderungen (vgl. CLRTAP 2017).

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

7.1.2.1 Ernteentzug von Schwermetallen (M_u)

Die Entzugsrate von Schwermetallen mit der Ernte von Biomasse ergibt sich aus der jährlichen Zuwachsrate der Biomasse multipliziert mit dem Stoffgehalt:

$$M_u = M_{\text{Gehalt}} \cdot E$$

mit

- M_u = Entzugsrate des Schwermetalls [$\text{g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$]
- M_{Gehalt} = Metallgehalt in der Trockensubstanz (TS) der Vegetation [$\text{g t}^{-1}\text{TS}^{-1}$]
- E = jährlicher Zuwachs an Trockensubstanz (TS) der Vegetation [$\text{t TS ha}^{-1} \text{a}^{-1}$].

Die standortspezifischen Entzugsraten an den Beurteilungspunkten im Untersuchungsgebiet enthält Tab. 30. Diese wurden wie folgt ermittelt:

Ermittlung der vegetationsspezifischen Ertragspotenziale

Für die Bestimmung der Critical Loads für FFH-Lebensraumtypen wurde in diesem Projekt die minimale, den Bestand erhaltende Nutzungsintensität als Maßstab angesetzt. In Wäldern wurde im Regelfall eine extensive Nutzung angenommen, d. h. eine Durchforstung zur Bestandsregulierung in Waldgesellschaften, die in Deutschland üblicherweise als Forsten angelegt wurden (Buchen-, Fichten-, Kiefern-, Eichenmischwälder). Das Ziel ist dabei, naturidentische Waldstrukturen durch Einzelbaumentnahme zu erzielen, die typisch für die jeweilige Waldgesellschaft sind. In allen Vegetationstypen wird jedoch mehr oder weniger Biomasse durch Wildäsung entzogen. Hierfür gibt es jedoch keine verallgemeinerbaren Referenzwerte, die in die CL-Kalkulation eingestellt werden könnten.

Der jährliche Schwermetallentzug (M_u) in Wäldern ergibt sich aus dem geschätzten Jahreszuwachs an Derbholz und Rinde der Haupt- und Nebenbaumarten der aktuellen Bestockung am Standort, multipliziert mit den Durchschnittsgehalten an Schwermetallen in Derbholz und Rinde (vgl. Tab. 15).

Tab. 15: Schwermetallgehalte (g t^{-1}) in der Trockensubstanz (TS) von Derbholz mit Rinde der Hauptbaumarten

Baumart	Schwermetallgehalte (g t^{-1} TS)								
	Pb	Cd	Hg	Ni	As	Tl	Cu	Zn	Cr
Eiche	2,97	0,13	0,02	1,725	0,02	0,1	2,19	5,27	0,74
Buche	1,52	0,15	0,02	1,3144	0,02	0,1	1,77	10,53	0,54
Fichte	1,29	0,36	0,02	1,276	0,01	0,1	1,67	31,2	0,42
Kiefer	1,75	1,31	0,02	1,894	0,01	0,1	1,35	25,24	0,35
alle anderen im Durchschnitt	1,81	0,29	0,02	1,48	0,015	0,1	1,91	11,20	0,53

Quellen: Jacobsen et al.(2002), Reinds et al. (2006), Kurz et al. (2002)

Sind – wie im vorliegenden Fall - keine standortspezifischen Angaben zum Jahreszuwachs von Baumholz gegeben, müssen diese abgeschätzt werden. Als Grundlage für die standortstypspezifische Abschätzung des potenziellen Holzertrages dienen Ertragstabellen des laufenden Zuwachses der Baumarten Fichte, Kiefer, Europäische und Japanische Lärche, Douglasie, Buche, Eiche, Roteiche, Birke, Esche, Robinie, Erle, Pappel und Winterlinde.

Über 100 Jahre wird der durchschnittliche Zuwachs pro Jahr für die Ertragsklasse (beste Ertragsklasse) und die schlechteste Ertragsklasse der jeweiligen Baumart ermittelt (vgl.

Tab. 16).

Tab. 16: Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten

Baumart	durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren [DGZ 100]				Ertragstafel von:
	beste Ertragsklasse für Stammholz mit Rinde		schlechteste Ertragsklasse für Stammholz mit Rinde		
	[m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	[m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	
Kiefer	7,8	3,1	1,1	0,5	Wiedemann 1943 (in Schober 1975)
Fichte	12,0	4,9	7,5	3,2	Wiedemann 1936 (in Schober 1975)
Rotbuche	7,8	4,9	3,7	2,4	Schober 1967 (in Schober 1975)
Stiel- und Trauben-Eiche	6,7	4,0	2,1	1,4	Jüttner 1955 (in Schober 1975)
Erle	8,0	4,3	4,5	2,5	Mitcherlich (in Schober 1975)
Birke	4,9	2,8	3,6	2,1	Schwappach 1929 (in Schober 1975)
Weiden, alle Arten	5,0	2,3	3,4	1,6	Schober 1975
Roteiche	9,2	6,2	5,8	4,0	Bauer 1953
Esche	6,2	3,7	4,1	2,5	Wimmenauer 1919
Robinie	10,5	5,7	5,7	3,3	Erteld 1952
Winterlinde	8,8	5,2	5,0	3,0	Böckmann 1990
Ulme		4,0		2,8	Schober 1987
Ahorn		3,5		2,5	Schober 1987
Pappeln	13,2	4,5	3,0	1,1	Knapp 1973
Hainbuche		5,6		2,5	Schober 1987

Die so erhaltenen Festmaß-Zuwächse (DGZ 100) werden in Gewichtsmaß-Zuwächse mit Hilfe der baumartenspezifischen Holz- und Rindendichte umgerechnet (vgl. Tab. 17).

Tab. 17: Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masse-Verhältnisse (De Vries et al. 1990)

Baumart	Dichte von Stammholz	Dichte von Rinde	Verhältnis von Rinde zu Stammholz
	[m ³ t ⁻¹ TS ⁻¹]	[m ³ t ⁻¹ TS ⁻¹]	[t t ⁻¹]
Kiefer	0,476	0,32	0,17
Fichte	0,455	0,28	0,17
Bergkiefer	0,476	0,32	0,17
Rotbuche	0,667	0,43	0,08
Stiel- und Trauben-Eiche	0,714	0,44	0,20
Erle	0,625	0,33	0,20
Birke	0,625	0,42	0,20
Weiden, alle Arten	0,526	0,23	0,20

Die meisten Grünlandstandorte in Mitteleuropa sind auf eine regelmäßige Pflege angewiesen, um langfristig stabil regenerierungsfähig zu bleiben. Diese Pflege muss immer auch mit Biomasseentzug verbunden sein. Nur einige wenige Pflanzengesellschaften unterliegen typischerweise keiner Nutzung durch den Menschen.

M_u für genutzte Grünlandbiotop ergibt sich aus der Zuwachsrate oberirdischer Grünmasse im Jahr (vgl.

Tab. 18) und den Schwermetall-Gehalten in der Erntemasse (vgl. Tab. 19).

Tab. 18: Schwermetallgehalte (g t^{-1}) in der Trockensubstanz (TS) von Grasland

Pflanzenart	Schwermetallgehalte [g t^{-1} TS]								
	Pb	Cd	Hg	Ni	As	TI	Cu	Zn	Cr
Gras und Grünlandpflanzen	0,91	0,115	0,03	5,005	0,1	0,1	3	17,5	5,5

Quellen: Alloway in Alloway (ed.) (2013, S. 197), Markert in Alloway (2013, S. 243), Gonelli & Renalla in Alloway (2013, S. 323), Lazar & Knappe 2006 in: Gauger et al. (2008, UBA-Text 39/08), Kurz et al. (2002)

Tab. 19: Spannen der Ertragspotenziale der verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen/halbnatürlichen Ökosysteme

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

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

Die Abschätzung des Trockenmasseertrages (vgl. Tab. 19) geht davon aus, dass in FFH-Offenland-Lebensräumen i. d. R. eine bestandserhaltende Mindestnutzung notwendig ist (entsprechend Ssymank et al. 1998). Diese notwendige Mindestnutzung ist aber auch abhängig vom Biomasseproduktionspotenzial des jeweiligen Standortes. Je fruchtbarer der Standort ist, desto höher muss auch die bestandserhaltende Mindestnutzung sein. Die Spannenobergrenze („bis“) gibt also nicht den maximal möglichen Trockenmasseertrag an, sondern den bestandserhaltenden Mindestbiomasseentzug auf den fruchtbarsten typischen Böden des jeweiligen Vegetationstyps bei günstigem Klima.

Sind einzelfallbezogene Biomasseertragsdaten verfügbar, die im Managementplan als verträglich und zielführend eingeschätzt werden, dann wird in die Critical Loads-Berechnung der jeweilige einzelfallkonkrete Entzug eingestellt. Für dieses Projekt standen keine konkreten einzelfallbezogenen Ertrags- oder Gehaltsdaten zur Verfügung. Das Ertragspotenzial wurde daher wie folgt abgeschätzt:

Ermittlung der standortspezifischen Ertragspotenziale

Die Ermittlung der standortspezifischen Ertragspotenziale dient dazu, die vegetationstypspezifischen Ertragsspannen (vgl.

Tab. 16 und Tab. 19) unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Standortfaktoren, also anhand der potenziellen Biomasseproduktivität des Standorts, zu konkretisieren.

Liegen keine standortspezifischen Angaben zum Ertrag eines LRT vor, wird dieser wie folgt ermittelt:

Verschiedene Bodeneigenschaften werden im Hinblick auf die Ertragsbildung jeweils als sehr ungünstig (Wert 1) bis sehr günstig (Wert 5) eingeschätzt. Aus diesen relativen Werten ergibt sich durch Mittelung ein relatives bodenabhängiges Ertragspotenzial (EP_{geo}) (

Tab. 20).

Tab. 20: Klassifizierung bodenartabhängiger Bodeneigenschaften bezüglich des Einflusses auf potenzielle Holz- und Grünlanderträge

Bodenart	Entstehung	Bodenwasserhaushalt									Relatives Ertragspotential EP _{Boden}
		Nährstoffhaushalt			Bodengefüge						
AG Boden (2005, S. 140 ff)		Porenanteil <0,2 µm mit Totwasser (pF > 4,2)/ Staunässebil-	Austrocknungsge-	Grund- o. Stauwas-	nutzbare Feldkapa-	Humusspiegel in	Kationenaustausch-	Gründigkeit	Durchwurzelbarkeit	Verfestigungsnei-	
		mit Totwasser (pF > 4,2)/ Staunässebil-	fähigung	ser-einfluss	zität (Porenanteil 0,2-50 µm mit pflanzenverfügbarem Haftwasser pF4,2-1,8 in hPa)	Abhängigkeit von der Bodenart	kapazität		(Porenanteil >50 µm mit Luft, pF<1,8)	gung im mineralischen Unterboden-	
Ss	D	5	1	1	1	1	1	3	5	1	2,00
	Al	5	1	4	1	1	1	4	5	1	2,36
	K	5	1	1	1	1	1	2	5	1	1,89
	V	5	1	1	1	1	1	2	5	1	1,89
Su2, Sl2, Sl3, St2	D	4	2	1	3	1	2	3	5	1	2,50
	Al	4	2	5	3	1	2	4	5	1	2,94
	K	4	2	4	3	1	2	3	5	1	2,75
	V	4	2	3	3	1	2	2	5	1	2,56
Su3, Su4	D	3	3	2	4	2	2	3	5	2	3,00
	Lö	3	3	2	4	2	2	5	5	2	3,22
	Al,K	3	3	5	4	2	2	4	5	2	3,36
	V	3	3	3	4	2	2	2	5	2	2,97
	Vg	3	3	1	4	2	2	1	5	2	2,69
Slu, Sl4, St3	D	3	4	2	5	2	3	3	4	3	3,39
	Lö	3	4	2	5	2	3	5	4	3	3,61
	Al,K	3	4	5	5	2	3	5	4	3	3,86
	V	3	4	3	5	2	3	2	4	3	3,36
	Vg	3	4	1	5	2	3	1	4	3	3,08
Ls2-4, Lt2, Lts, Ts4, Ts3	D	3	4	3	5	3	4	3	3	4	3,69
	Lö	3	4	2	5	3	4	5	3	4	3,83
	Al	3	4	5	5	3	4	5	3	4	4,08
	K	3	4	4	5	3	4	3	3	4	3,78
	V	3	4	3	5	3	4	2	3	4	3,58
	Vg	3	4	1	5	3	4	1	3	4	3,31
Uu, Us, Ut2-4, Uls, Lu	D	2	3	3	4	4	3	3	2	5	3,33
	Al	2	5	5	4	4	4	5	2	5	4,00
	Lö	2	3	2	4	4	4	5	2	5	3,58
	K	2	3	4	4	4	3	4	2	5	3,53
	V	2	3	3	4	4	3	2	2	5	3,22
	Vg	2	3	1	4	4	3	1	2	5	2,94
Lt3, Tu2-4, Ts2, Tl, Tt	D	1	1	2	3	5	5	3	1	5	3,03
	Al	1	1	5	3	5	5	4	1	5	3,39
	Lö	1	1	2	3	5	5	5	2	5	3,36
	K	1	1	4	3	5	5	1	1	5	2,97
	V	1	1	3	3	5	5	2	1	5	3,00
	Vg	1	1	2	3	5	5	1	1	5	2,81
Hh		1	1	1	1	5	1	1	1	1	1,44
Hn		1	1	1	2	5	3	4	3	1	2,42

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

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

Lö = Böden der Lößgebiete

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

K = Böden der Küstenregionen

- V = Verwitterungsböden aus Festgesteinen und deren Umlagerungsdecken der Berg- und Hügelländer sowie der Mittelgebirge;
Vg = gesteinsreiche Verwitterungsböden des Hochgebirges

Zusammenführung der Einzelparameter

Die hier zur Kennzeichnung des Ertragspotenzials beschriebenen einzelnen Kriterien können nicht gleichgewichtet in die Abschätzung des Ertragspotenzials eingehen, weil einzelne Kriterien einen größeren Einfluss als andere auf das Pflanzenwachstum haben und mitunter auch auf mehrere verschiedene physiologische Vorgänge einwirken. Aus diesem Grunde wurden die einzelnen Parameter der

Tab. 20 entsprechend der folgenden Übersicht zu Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung zusammengefasst und die Mittelwerte der Klassen gebildet (vgl. Tab. 21). Anschließend wurde der Mittelwert aus den 3 Haupteinflussfaktoren ermittelt (vgl.

Tab. 20, letzte Spalte).

Tab. 21: Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung

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

Das relative **Ertragspotenzial des Standorts** $EP_{(geo)}$ wurde nun für jeden Horizont des Profils in der Legende der Bk50 NRW, basierend auf den Angaben zur Bodenart zugeordnet und dann bis zur Durchwurzelungstiefe (vgl. folgenden Abschnitt) tiefenstufengewichtet gemittelt.

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

Anhand des Vegetationstyps konnte die reale vegetationspezifische Durchwurzelungstiefe der dominanten und charakteristischen Arten abgeschätzt werden. Dies war die Voraussetzung für die Mittelwertbildung der horizontweisen Angaben der Critical Load-relevanten Parameter aus den Leitbodenprofilen.

Die tatsächlich von Pflanzen durchwurzelte Tiefe hängt zum anderen aber auch von der durchwurzelbaren Tiefe des Bodens ab.

Geht man zunächst von der potenziellen Länge der Hauptwurzeltracht (= 80 % der Gesamtwurzelmasse) der charakteristischen Hauptbaumart bzw. der charakteristischen Art der Krautschicht aus, kann man folgende Durchwurzelungstiefen für die Hauptbestände angeben (vgl. Tab. 22).

Tab. 22: Bestimmung der Hauptdurchwurzelungstiefe aus Länge der Hauptwurzeltracht und durchwurzelbarer Tiefe (nach Köstler et al. 1968)

Vegetationstyp/ Hauptbaumart	Potenzielle Durch- wurzelungstiefe [cm]	Schnitt der Durchwurzelungs- tiefe durch die Horizont-Ober- kante (vgl. AG Boden 2005, S. 98 ff)
Natürliches Grünland	60	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Heiden und Moorheiden	40	C;P;Gr;Y;F;Sr;S
Sümpfe	110	C; P; Y; Fr
Torfmoore	90	C; P; Y; Fr
Wiesen und Weiden	60	C C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Gemeine Kiefer	180	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Fichte	80	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Rotbuche	80	C;P;Gr;Y;F;Go;Sr;Sd;Sg
Erle	80	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Esche	100	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Eiche (alle Arten)	180	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Lärche, Douglasie	100	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Ahorn (alle Arten)	80	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Pappeln, Espe	120	unbeschnitten
Bergkiefer	180	unbeschnitten
Schwarzkiefer	180	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Birke	100	unbeschnitten
Linde (alle Arten), Hainbu- che, Robinie	100	C;P;Gr;Y;F;Go;S

Diese potenziellen Wurzellängen werden bei den meisten Vegetationstypen (außer bei den Pionierbaumarten Bergkiefer, Espe und Birke) eingeschränkt durch den oberen Rand des terrestrischen Unterbodenhorizontes (C-Horizonte), bei nässemeidenden Baumarten durch den oberen Rand des sauerstofffreien (reduzierten) Grundwasser- bzw. Stauwasserhorizontes (Gr/Sr-Horizonte) oder bei allen Vegetationstypen durch den oberen Rand des durch Reduktgase geprägten Horizontes (Y-Horizonte). Das bedeutet, die vegetationsstypische potenzielle Wurzellänge wird durch das standortspezifische Bodenprofil abgeschnitten in den Fällen, bei denen die potenzielle Wurzellänge größer ist als die obere Tiefe des obersten nicht durchwurzelbaren Horizontes (= physiologische Gründigkeit).

Die obere Tiefe der anstehenden schneidenden Horizonte wurde der Datenbank zu den Leitbodenprofilen der BÜK 1000N entnommen.

Die Mittelwertbildung der CL-relevanten Parameter erfolgt tiefenstufengewichtet.

Anschließend wird das Ergebnis in Abhängigkeit von Klimaparametern wie folgt korrigiert:

Klimaabhängige Korrektur des Ertragspotenzials

Bis hierher sind ausschließlich bodenspezifische Parameter in die Bestimmung der Bodenfruchtbarkeit eingegangen, eine Einbeziehung klimatischer Bedingungen ist jedoch ebenfalls geboten.

Ein klimaökologisch hochsignifikanter Einflussfaktor ist neben dem Niederschlag vor allem die Länge der Vegetationszeit. Je länger die Vegetationszeitdauer im Jahr (Anzahl der Tage im Jahr mit einer durchschnittlichen Lufttemperatur von ≥ 10 °C), desto größer die Nettoprimärproduktion.

Gute bis sehr gute Zuwachsleistungen werden durch Vegetationszeiten von 100 Tagen (mittlere montane Lagen) bis 200 Tagen (planare Tieflandlagen) gefördert, während im hochmontanen und alpinen Raum (60-100 Tage) die Nettoprimärproduktion deutlich unter das bodenspezifische Ertragspotenzial sinkt.

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

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

wobei:

$EP_{\text{klima-korr}}$ = klima-korrigiertes relatives Ertragspotenzial

EP_{geo} = bodenspezifisches relatives Ertragspotenzial (zwischen 1...5)

VZ = Vegetationsdauer (Anzahl der Tage im Jahr mit einer durchschnittlichen Lufttemperatur von ≥ 10 °C).

Die Vegetationszeitlänge korreliert signifikant mit der Jahresmitteltemperatur. Die empirische Funktion lautet:

$$VZ = 15,843 \cdot JMT + 23,727$$

JMT = Jahresmitteltemperatur

Berechnung des Biomasse-Ertrages aus vegetations- und standortsspezifischen Ertragspotenzialen

Die Differenz aus dem Minimum und dem Maximum der Erträge laut Ertragstafeln (vgl.

Tab. 16 und Tab. 19) wird nun entsprechend dem relativen Ertragspotenzial $EP_{(\text{klima-korr})}$ interpoliert.

Der Ertrag E (in Tonnen Trockensubstanz pro Hektar im Jahr) ergibt sich somit unter Berücksichtigung der vegetations-spezifischen Ertragsspannen und des standortsspezifischen relativen Ertragspotenzials wie folgt:

$$E = E_{\min(\text{Phyto})} + \left(\frac{E_{\max(\text{Phyto})} - E_{\min(\text{Phyto})}}{4} \right) \cdot (EP_{(\text{klima-korr})} - 1)$$

7.1.2.2 Schadloose Auswaschungsrate mit dem Sickerwasser ($M_{\text{le(crit)}}$)

7.1.2.2.1 Kritische Konzentrationen zum Schutz von Ökosystemen und Biodiversität

Die ökotoxikologische Wirkung von Schwermetallionen hängt von ihrer Konzentration im Bodenwasser ab, da diese freien aktiven Ionen in die Biomasse aufgenommen werden und so in Interaktion mit den Organismen treten.

Im Rahmen einer europaweiten Untersuchung zu CL für Schwermetalle wurden 2006/07 Critical Limits für eine Reihe von Schwermetallen gesammelt (Hettelingh et al. 2007, Reinds et al. 2006). Diese Werte wurden auch wieder in das Manual (CLRTAP 2017) übernommen.

Die Critical Limits für terrestrische Ökosysteme werden für ökotoxikologische Effekte (No Effect Concentrations = PNECs) an Bodenorganismen, Pflanzen und aquatischen Organismen erhoben. Diese Limits werden prinzipiell an den Schwellen gesetzt, an denen Effekte auf diese Rezeptoren sicher auszuschließen sind (No Observed Effect Concentrations = NOECs) (de Vries et al. 2015).

Die Bestimmung der kritischen Gesamtkonzentration von Schwermetallen im Bodenwasser mit Wirkungsbezug zu Bodenmikroorganismen, Invertebraten und Pflanzen muss für jedes betrachtete Schwermetall entsprechend seinen chemischen Eigenschaften nach unterschiedlichen Ansätzen, wie in den folgenden Abschnitten dargestellt, durchgeführt werden.

Cadmium, Blei, Kupfer, Zink und Nickel

1. Arbeitsschritt:

Zunächst ist die Ermittlung der kritischen Konzentration der freien Schwermetall-Ionen Cd, Pb, Cu, Zn und Ni in der Bodenlösung wie folgt erforderlich:

Für eine Reihe von Schwermetallen (Cd^{2+} , Pb^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+}) hängt die Toxizität in hohem Maße von der gleichzeitigen Anwesenheit von nicht toxischen Kationen (Na^+ , Ca^{2+} , H^+) ab, die

die Aufnahme der toxischen Schwermetalle in die Organismen verhindern und so die Organismen schützen. Die Konzentration der schützenden konkurrierenden Kationen ist eng korreliert mit dem pH-Wert. Die Konzentration freier Schwermetall-Ionen ist also eine Funktion des pH-Wertes des Bodenwassers wie folgt:

$$\log[M]_{free,swd(crit)} = \alpha \cdot pH + \gamma$$

Die aus empirischen Toxizitäts-Untersuchungen abgeleiteten Parameter für Cd, Pb, Cu und Zn wurden in de Vries et al. (2007) (vgl. Tab. 23) mit jenen in Lofts et al. (2004) verglichen. Hierbei ergaben sich nur geringfügige Abweichungen (De Vries 2015).

Tab. 23: Koeffizienten für die Berechnung der kritischen Konzentration freier Ionen in Abhängigkeit von der Konzentration von freien Ionen mit Schutzwirkung (= Funktion des pH-Wertes)

Koeffizienten	Cd	Pb	Cu	Ni	Zn
α	-0,32	-0,91	-1,23	-0,64	-0,31
γ	-6,34	-3,8	-2,05	-2,59	-4,63

2. Arbeitsschritt

Metalle kommen im Boden nicht nur als freie Ionen, sondern auch in Form von leicht löslichen Komplexen wie folgt vor:

- Anorganische Komplexe ($[M]OH^+$, $[M]HCO_3^+$, $[M]Cl^+$ usw.)
- Organisch an die gelöste organische Masse (DOM) gebundene Metalle ($[M]_{DOM}$)
- An suspendierte Partikel (SPM) gebundene Metalle ($[M]_{SPM}$)

Nachdem die Critical Limits-Funktionen für die Konzentration freier Schwermetall-Ionen abgeleitet sind, besteht der nächste Arbeitsschritt zur Critical Load-Berechnung darin, darauf aufbauend die kritischen Gesamtkonzentrationen in der Bodenlösung $[M]_{ss(crit)(eco)}$ abzuleiten, die für die Berechnung der tolerierbaren Auswaschung benötigt werden. Das Manual Kapitel 5.5 empfiehlt, diese Transformation mit Hilfe eines Chemical Speciation Models, z. B. dem Windemere Humic Aqueous Model, WHAM (Tipping et al. 2010) durchzuführen. Dieses Modell (Version 6) wurde speziell an die Anforderungen der Critical Limit-Ableitung für Böden angepasst (W6S-MTC2).

Der Modellentwickler Edward Tipping (UK) übernahm es, für Cd, Pb und Ni die kritischen Gesamtkonzentrationen zu berechnen. Herrn Tipping wurden hierfür die notwendigen standort-spezifischen Eingangsdaten wie folgt zur Verfügung gestellt:

pH-Werte:

Liegen pH-Wert-Messungen in den A-Horizonten an den Beurteilungspunkten vor, werden diese in die Berechnung eingestellt. Dabei ist zu prüfen, ob diese Messergebnisse verallgemeinerbar, also typisch für die vorliegende Bodenform sind, und somit auf alle LRT-Flächen der gleichen Kombination des Boden-/Vegetationstyps übertragbar sind. Typische pH-Wertespannen für die A-Horizonte der häufigsten Bodenformen in Deutschland sind in BMVBS 2013, S. 154 ff angegeben.

Für dieses Projekt liegen pH($CaCl_2$)-Werte für 11 Beurteilungspunkte im FFH-Gebiet Cappenberg Wälder vor. Für die anderen Beurteilungspunkte musste wie folgt vorgegangen werden: Liegen keine Vor-Ort-Analysen vor oder sind diese nicht typisch für die Bodenform des LRT im gesamten FFH-Gebiet, wird im Analogieschluss ein repräsentativer pH-Wert anhand der mit dem Beurteilungspunkt vergleichbaren Bodenform aus der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskartierung 1:1.000.000 für Deutschland (BÜK1000N) wie folgt ermittelt:

In der Datenbank der BÜK1000N (BGR 2014) zu den Leitbodenprofilen sind für die Profile der Nutzungstypen Grünland und Ackerflächen pH-Stufen angegeben. Entsprechend Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (AG Boden 2005, S. 367) lassen sich diese Stufen in pH($CaCl_2$)-

Spannen einordnen, woraus der Mittelwert jedem Horizont zugeordnet werden kann⁹ (vgl. Tab. 24). Anschließend wurde der tiefenstufengewichtete Mittelwert über die A-Horizonte berechnet.

Tab. 24: Zuordnungsmatrix von pH-Stufe aus der BÜK1000N zu einem mittleren pH-Wert pro Horizont der Leitbodenprofile nach KA5 (AG Boden 2005, S. 367)

pH-Stufe original aus BÜK 1000N	pH(CaCl₂) von	pH(CaCl₂) bis	pH(CaCl₂) Mitte
a0/s0	6,8	7,2	7
a1	7,2	7,9	7,55
s1	6,1	6,8	6,45
s2	5,4	6,1	5,75
s3	4,7	5,4	5,05
s4	4	4,7	4,35
s5	3,3	4	3,65

In der Datenbank zu den Leitbodenprofilen sind für die Profile des Nutzungstyps Wälder keine pH-Angaben enthalten, dafür aber die Konzentrationen der austauschbaren Kationen, woraus sich entsprechend KA5 (AG Boden 2005, S. 371) die Basensättigung berechnen lässt. Aus der Basensättigung konnte wiederum die pH(CaCl₂)-Spanne abgeleitet werden (vgl. Tab. 25), so dass dann wie oben beschrieben verfahren werden konnte.

Tab. 25: Zuordnungsmatrix von Basensättigung (BS) zu einem mittleren pH-Wert pro Horizont der Leitbodenprofile nach KA5 (AG Boden 2005, S. 371)

BS [%] von	BS [%] bis	pH(CaCl₂) von	pH(CaCl₂) bis	pH(CaCl₂) Mitte
0,1	5	2,8	3,3	3,05
6	20	3,3	3,8	3,55
21	50	3,8	4,8	4,3
51	80	4,8	6	5,4
81	100	6	8	7

Gehalt an organischer Substanz (OM):

Liegen OM-Messungen in den Oh- und A-Horizonten an den Beurteilungspunkten vor, werden diese in die Berechnung eingestellt. Dabei ist zu prüfen, ob diese Messergebnisse verallgemeinerbar, also typisch für die vorliegende Bodenform sind, und somit auf alle LRT-Flächen der gleichen Kombination des Boden-/Vegetationstyps übertragbar sind.

Für dieses Projekt liegen keine standortspezifischen OM-Messungen vor. Deshalb wird wie folgt verfahren:

Liegen keine Vor-Ort-Analysen vor oder sind diese nicht typisch für die Bodenform des LRT im gesamten FFH-Gebiet, wird im Analogieschluss ein repräsentativer OM-Wert anhand der mit dem Beurteilungspunkt vergleichbaren Bodenform aus der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskartierung 1:1.000.000 für Deutschland (BÜK1000N) wie folgt ermittelt:

In der Datenbank zu den Leitbodenprofilen ist horizontweise eine Humusklasse angegeben. Entsprechend KA5 (AG Boden 2005, S.112) wurde jeder Humusklasse, differenziert nach Nutzungstyp, eine Spanne für den Gehalt an organischer Substanz zugeordnet (vgl. Tab. 26).

Anschließend wurden die horizontweisen Gehalte tiefenstufengewichtet gemittelt bis zur betrachteten Tiefe.

⁹ Ginge man bei der Mittelwertbildung nach dem Verfahren Entlogarithmierung – Mittelwertbildung – Logarithmierung vor, ergäbe sich z.B. statt eines Mittelwertes von pH 4,2 ein pH-Wert von 4,18. Diese Abweichung hat angesichts der Klassifizierung in Spannen von 0,7 pH-Einheiten keinen signifikanten Einfluss auf die Ergebnisse.

Tab. 26: Zuordnung des Gehaltes an organischer Masse zu den Horizonten der Leitbodenprofile der BÜK1000N, basierend auf den Angaben der Humus-Klasse

Landnutzung	Humus-Klasse aus BÜK1000N (BGR 2014a)	Gehalt an organischer Substanz OM Masse-% von	Gehalt an organischer Substanz OM Masse-% bis	Gehalt an organischer Substanz OM Masse-% Mittel
Wälder	h0	0	0	0
Wälder	h1	0,1	1	0,55
Wälder	h2	1,1	1,9	1,5
Wälder	h3	2	4,9	3,45
Wälder	h4	5	9,9	7,45
Wälder	h5	10	14,9	12,45
Wälder	h6	15	29,9	22,45
Wälder	h7	30	55	42,5
Grünland	h0	0	0	0
Grünland	h1	0,1	1	0,55
Grünland	h2	1,1	1,9	1,5
Grünland	h3	2	3,9	2,95
Grünland	h4	4	7,9	5,95
Grünland	h5	8	14,9	11,45
Grünland	h6	15	29,9	22,45
Grünland	h7	30	55	42,5

Ermittlung des Gehaltes an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) und gelöster organischer Substanz (DOM)

Zu diesen Parametern liegen derzeit keine Daten zu Böden in Verbindung mit dem Vegetationstyp vor, die repräsentativ und damit übertragbar auf die in Deutschland vorkommenden Bodenformen und Vegetationstypen wären. Liegen keine repräsentativen Messwerte im Untersuchungsgebiet vor, wird auf die Empfehlung im Manual (CLRTAP 2004-2017, Kap. V.5) für „Default“-Werte für Wald, Grasland und Ackerland zurückgegriffen. Für Waldböden liegt im Anhang 11 des Manuals eine Differenzierung der DOC-Gehalte nach Nadel- und Laubwald sowie nach Tiefenstufen nach de Vries et al. 2004 vor (vgl. Tab. 27).

Tab. 27: Zuordnung von Gehalten an gelöstem Kohlenstoff (DOC) in Abhängigkeit vom Vegetationstyp

Tiefenstufe:	DOC [mg l ⁻¹]		
	-5 - 0	0 - 10	0 - 30
Nadelwald ¹⁾	40	23	16
Laubwald ¹⁾	32	21	12
Mischwald ³⁾	36	22	14
Grasland ²⁾		15	
Acker ²⁾			10

Quellen: ¹⁾ deVries et al. 2004, ²⁾ Manual (CLRTAP 2004-2017, Kap. V.5) ,
³⁾ Mittelwert aus Laub- und Nadelwald

Im Manual (CLRTAP 2004-2017, Kap. V.5) wird angegeben, dass der Gehalt an organischer Substanz (DOM) etwa dem Doppelten des DOC-Gehaltes entspricht.

Partialdruck von CO₂ in der Bodenlösung (p_{CO_2})

Der Partialdruck von CO₂ in der Bodenlösung ist generell höher als in der Atmosphäre darüber, weil CO₂ im Boden von den Pflanzen durch Respiration abgegeben wird und so der Druck im Boden erhöht wird. Im Manual (CLRTAP 2004-2017, Kap. V.5) werden auf der Basis umfangreicher regionaler Studien vereinfachende Faustzahlen angegeben: 5-10-facher atmosphärischer CO₂-Partialdruck für organische Horizonte, 5-15-facher atmosphärischer CO₂-Partialdruck für A-Horizonte, 15 – 20-facher atmosphärischer CO₂-Partialdruck für B-Horizonte, 15 – 30-facher atmosphärischer CO₂-Partialdruck für C-Horizonte (vgl. Tab. 28).

Tab. 28: Zuordnung des Faktors des Vielfachen des atmosphärischen CO₂-Partialdrucks zu den Tiefenstufen, basierend auf den Angaben im Manual (CLRTAP 2004-2017, Kap. V.5)

Obere Tiefe [cm]	Untere Tiefe [cm]	Multiplikationsfaktor mit dem atmosphärischen CO ₂ -Partialdruck
0	5	5,0
5	10	5,0
10	15	6,7
15	20	7,5
20	25	8,0
25	30	8,3
30	35	10,0
35	40	11,3
40	45	12,2
45	50	13,0
50	55	13,6
55	60	14,2

Anschließend wird der tiefenstufengewichtete Mittelwert bis zur betrachteten Tiefe berechnet.

Konzentration von suspendierten Partikeln (SPM)

Für die Bodenformen, die in diesem Projekt betrachtet werden, kann angenommen werden, dass die Konzentration von suspendierten Partikeln (SPM) in der Bodenlösung vernachlässigbar gering ist. SPM wurde daher auf NULL gesetzt entsprechend der Empfehlung im Manual (CLRTAP 2004-2017, Kap. V.5).

Quecksilber

Quecksilber kommt weitestgehend nur an Humuskomplexe gebunden vor, so dass man auf die Ermittlung der freien Ionenkonzentration in der Bodenlösung verzichten kann. Somit ist es sinnvoll, die kritische Konzentration von Hg unterhalb der Humusaufgabe, insbesondere von Wäldern, zu ermitteln, indem die kritische Konzentration auf den Gehalt an organischer Substanz bezogen wird. Ausgehend davon kann die kritische Gesamtkonzentration in der Bodenlösung $[Hg]_{ss(crit)(eco)}$ [mg m⁻³] nach folgender Gleichung bestimmt werden:

$$[Hg]_{ss(crit)} = [Hg]_{OM(crit)} \cdot f_f \cdot [DOM]_{ss}$$

mit:

$[Hg]_{OM(crit)}$ = Critical Limit für Hg bezogen auf feste organische Substanz (OM) in Humusaufgaben

f_f = Faktor zur Beschreibung des Verhältnisses von Hg in fester organischer Substanz (OM) zu Hg in gelöster organischer Substanz (DOM) [-]

$[DOM]_{ss}$ = Konzentration gelöster organischer Substanz in der Bodenlösung in der Humusschicht [g m^{-3}]

Meili et al. (2003a) empfehlen das Critical Limit von $0,5 \text{ mg Hg kg}^{-1} \text{ OM}^{-1}$ (vgl. auch Manual in: CLRTAP 2004-2017, Kap. V.5). Daraus ergibt sich ein Verhältnis Hg/OM von 0,0000005.

Für die Berechnung von $[\text{Hg}]_{ss(\text{crit})}$ sind weiterhin Informationen über das Verhältnis von Hg-Konzentrationen in fester und in gelöster organischer Substanz (f_f) sowie zur Konzentration von DOM in der Bodenlösung $[DOM]_{ss}$ erforderlich. Eine schwedische Studie (Meili et al. 2003a, b, Åkerblom et al. 2006) ergab, dass die Konzentration von Hg in fester und in gelöster organischer Substanz auch unter unterschiedlichen Umweltbedingungen (Boden, Klima) meist annähernd gleich ist, so dass nach dem heutigen Stand der Erkenntnis der Wert $f_f = 1$ als Standard definiert werden kann.

Die Zuordnung von $[DOM]$ zu den O- und Ah-Horizonten erfolgte in diesem Projekt anhand Tab. 27, wobei zunächst die DOC-Gehalte bis in 10 cm Tiefe tiefenstufengewichtet gemittelt und dann für die Berechnung von DOM verdoppelt wurden.

Arsen und Chrom

Für As konnten de Vries et al. (2007) sowie Lofts et al. (2004) keine hinreichenden Datengrundlagen zur Parametrisierung einer Funktion der kritischen Konzentration in Abhängigkeit vom pH-Wert entnehmen und empfehlen deshalb den Mittelwert aus zahlreichen Messdaten in Höhe von $70 \mu\text{g l}^{-1}$.

Für Cr konnten de Vries et al. (2007) sowie Lofts et al. (2004) keine hinreichenden Datengrundlagen zur Parametrisierung einer Funktion der kritischen Konzentration entnehmen und empfehlen deshalb den niedrigsten bisher festgestellten effektbasierten Schwellenwert (für eine Invertebratenart im Süßwasser) von $44 \mu\text{g l}^{-1}$.

Thallium

Für Thallium sind keine Feldstudien zur Bestimmung von effektbasierten Critical Limits zum Schutz von Ökosystemkompartimenten bekannt.

Ein Austrag mit dem Sickerwasser ist nach Madejón (in Alloway 2013) mit 20 % des Eintrags anzunehmen. Ein Austrag von Thallium aus den LRT-Flächen wird deshalb als Summe aus Biomasseentnahme zuzüglich 20 % hiervon kalkuliert.

7.1.2.2.2 Sickerwasseraustrag aus der relevanten Bodenschicht

Die Sickerwasserrate wurde an jedem Beurteilungspunkt aus den mGROWA-Rasterdaten („Langjährige Wasserhaushaltskomponenten im Wasserhaushaltsmodell mGROWA als Geodatabase“ auf der Grundlage des DWD-Datensatzes für das jeweils 30-jährige Mittel von 1991-2020 - LANUV NRW 2021b¹⁰) standortspezifisch ausgelesen.

Diese Wasserflüsse stellen die Sickerwasserraten unterhalb der durchwurzelten Bodenschicht $Q_{le(z)}$ dar. Jedoch sind insbesondere die Bodenmikroorganismen, Invertebraten und empfindliche Pflanzenarten der Krautschicht überwiegend in den humusreicheren O- und A-Horizonten verbreitet bzw. verwurzelt. Deshalb wird für die CL(M) die geringer mächtige biologisch aktive Bodenschicht (zb) betrachtet, wo der Wasserabfluss (hier als Bodenwasser $Q_{le(zb)}$ bezeichnet) höher ist. Die Differenz-Wassermenge zum Gesamt-Sickerwasserfluss wird in den tieferen Bodenschichten durch Pflanzenwurzeln aufgenommen und unterliegt der Transpiration.

$Q_{le(zb)}$ wird wie folgt berechnet:

$$Q_{le(zb)} = Q_{le(z)} + (1 - f_{ET(zb)}) * (P - (P * f_i))$$

wobei:

$Q_{le(zb)}$ = Sickerwasserrate unterhalb der biologisch aktiven Bodenhorizonte (zb)

¹⁰ https://www.opengeodata.nrw.de/produkte/umwelt_klima/wasser/mgrowa/

- $Q_{le(z)}$ = Sickerwasserrate unterhalb der gesamten durchwurzelten Bodenschicht (z) (entspricht der Rate aus der Sickerwasserkarte (LANUV NRW 2021b))
- $f_{ET(zb)}$ = Faktor zur Bestimmung des Anteils der Evapotranspiration (Vedunstung über die Bodenoberfläche und die Vegetation) aus der biologisch aktiven Bodenschicht (zb)
- P = jährliche Niederschlagssumme im langjährigen Mittel 1991-2020 (DWD 2021)
- $f_{i(zb)}$ = Faktor zur Berechnung der Anteile der Interzeption am Jahresniederschlag aus der biologisch aktiven Bodenschicht (zb)

Folgende generalisierende Annahmen werden getroffen (vgl. Manual des ICP Modeling & Mapping – CLRTAP 2004-2017, Kap. V.5):

$f_{ET(zb)} = 0,25$ für $CL(Hg)_{eco}$
 $f_{ET(zb)} = 0,5$ für $CL(Pb)_{eco}, CL(Cd)_{eco}, CL(As)_{eco}, CL(Ni)_{eco}$

$f_{i(zb)} = 0,15$ für Grünlandvegetation
 $f_{i(zb)} = 0,25$ für Rot- und Hainbuche
 $f_{i(zb)} = 0,20$ für alle anderen Laubbäume
 $f_{i(zb)} = 0,35$ für Nadelbäume

7.1.3 Standortspezifische Ermittlung von Critical Loads für Schwermetalle

7.1.3.1 Eingangsdaten

Die Netto-Schwermetall-Aufnahmerate durch die Vegetation (Tab. 30) wurde ermittelt unter der Annahme, dass eine lebensraumtypische bestandsprägende Bewirtschaftungsweise durchgeführt wird, wie dies in den Erhaltungszielen vorgesehen ist. Das heißt, die Netto-Schwermetall-Aufnahmerate durch die Vegetation in den Wald-LRT und Entzug durch Derbholz-Entnahme basieren auf der Annahme, dass in den Wald-LRT nur eine schwache Durchforstung im Rahmen einer extensiven Bestandespflege durchgeführt wird. Für den LRT 91E0 wird eine Holzentnahme nur für die Flächen angenommen, die LRT- bzw. standortfremde Baumarten enthalten. Auf den Grünlandstandorten wird von einer bestandserhaltenden extensiven Nutzung ohne Düngung ausgegangen. Diese Annahmen entsprechen dem worst case, da höhere Ernteentzüge auch zu höheren CL(M) führen würden.

Im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsuntersuchung des Vorhabens B-Plan newPark für den Eintrag von Stickstoff- und Schwefeleinträgen wurden Schadensbegrenzungsmaßnahmen innerhalb (und außerhalb) von LRT-Flächen geplant, die zu einer Erhöhung des Ernteaustrags von N und S führen (Schlutow 2021b). Diese Maßnahmen bewirken gleichzeitig auch eine Erhöhung des Ernteaustrags von Schwermetallen und anderen Schadstoffen, die in der Biomasse akkumuliert werden. Folgende Maßnahmen bewirken eine Erhöhung des Biomasseertrages (Tab. 29):

Tab. 29: Erhöhung des Biomasseertrages bei Durchführung von Schadensbegrenzungsmaßnahmen (vgl. Schlutow 2021b)

Maßnahme		Ertrag ohne Maßnahme	Ertrag mit Maßnahme
		t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	
3E_M1	Entnahme von 94 Roteichen und Voranbau von 538 Buchen	4,1	12
3bn_M1	Entnahme von 15 Roteichen	4,1	4,9
3n_M1	Unterbau von 15 Buchen	3,1	3,8
23n_M1	Unterbau von 5 Buchen	3,7	3,9

Maßnahme		Ertrag ohne Maßnahme	Ertrag mitMaß- nahme
		t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	
7_M1	Unterbau von 5 Buchen	3,7	3,9
5E_M1	Entnahme von 60 Hybrid-Pappeln	3,1	12,0
1E_M1	Entnahme und Ersatzpflanzung von 70 Eichen +10 Hainbuchen	3,1	8,0

Unter Berücksichtigung der geplanten Schadensbegrenzungsmaßnahmen ergeben sich folgende Entzugsraten.

Tab. 30: Standortspezifische Eingangsdaten an den Beurteilungspunkten der FFH-Gebiete zur Ermittlung der Schwermetall-Entzüge durch Biomasseernte

BP	LRT	Ertrag [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	Entzüge								
			Pb	Cd	Hg	Ni	As	Tl	Zn	Cu	Cr
			[g ha ⁻¹ a ⁻¹]								
1	9190	11,285	0,494	0,076	6,555	0,076	0,380	21,127	9,096	3,149	11,285
2	91F0	11,285	0,494	0,076	6,555	0,076	0,380	21,127	9,096	3,149	11,285
3	91E0*	8,881	1,401	0,098	7,261	0,074	0,490	54,900	9,366	2,599	8,881
4	91F0	10,662	0,467	0,072	6,193	0,072	0,359	19,960	8,594	2,975	10,662
6	91E0*	6,706	1,058	0,074	5,483	0,056	0,370	41,455	7,072	1,963	6,706
7	9190	11,716	0,513	0,079	6,805	0,079	0,394	21,933	9,443	3,269	11,716
7b	9110	6,171	0,609	0,081	5,336	0,081	0,406	45,073	7,497	2,338	6,171
9	6510	1,040	0,131	0,034	5,720	0,114	0,114	19,999	3,428	6,285	1,040
11	9160	5,673	0,895	0,063	4,638	0,047	0,313	35,069	5,983	1,660	5,673
12	91F0	9,296	0,407	0,063	5,399	0,063	0,313	17,403	7,492	2,594	9,296
13	6430	2,044	0,258	0,067	11,242	0,225	0,225	39,307	6,738	12,354	2,044
14	6430	1,436	0,181	0,047	7,896	0,158	0,158	27,607	4,733	8,677	1,436
18	91E0*	4,042	0,638	0,045	3,305	0,033	0,223	24,985	4,262	1,183	4,042
19	91E0*	4,042	0,638	0,045	3,305	0,033	0,223	24,985	4,262	1,183	4,042
20	6430	1,402	0,177	0,046	7,713	0,154	0,154	26,968	4,623	8,476	1,402
22	91E0*	2,044	0,258	0,067	11,242	0,225	0,225	39,307	6,738	12,354	2,044
23	6510	1,040	0,131	0,034	5,720	0,114	0,114	19,999	3,428	6,285	1,040
24	6510	1,400	0,177	0,046	7,700	0,154	0,154	26,922	4,615	8,461	1,400
26	9110	5,884	0,581	0,077	5,088	0,077	0,387	42,978	7,149	2,230	5,884
27	9110	6,182	0,610	0,081	5,346	0,081	0,407	45,152	7,510	2,342	6,182
28	9110	6,182	0,610	0,081	5,346	0,081	0,407	45,152	7,510	2,342	6,182
29	91E0*	6,451	1,018	0,071	5,275	0,053	0,356	39,878	6,803	1,888	6,451
30	9110	5,884	0,581	0,077	5,088	0,077	0,387	42,978	7,149	2,230	5,884
31	9160	7,880	1,243	0,087	6,442	0,065	0,435	48,707	8,309	2,306	7,880
C1	9160	11,552	0,506	0,078	6,710	0,078	0,389	21,627	9,311	3,224	11,552
C2	9130	5,912	0,583	0,078	5,113	0,078	0,389	43,183	7,183	2,240	5,912
C3	9130	6,182	0,610	0,081	5,346	0,081	0,407	45,152	7,510	2,342	6,182
C4	9130	6,182	0,610	0,081	5,346	0,081	0,407	45,152	7,510	2,342	6,182
C5	9110	5,888	0,581	0,077	5,092	0,077	0,387	43,006	7,153	2,231	5,888
C6	9110	5,912	0,583	0,078	5,113	0,078	0,389	43,183	7,183	2,240	5,912
C7	9110	6,182	0,610	0,081	5,346	0,081	0,407	45,152	7,510	2,342	6,182
C8	91E0*	6,445	1,017	0,071	5,270	0,053	0,356	39,841	6,797	1,886	6,445
C9	9160	7,880	1,243	0,087	6,442	0,065	0,435	48,707	8,309	2,306	7,880
C10	9160	8,278	1,306	0,091	6,768	0,069	0,457	51,171	8,730	2,423	8,278
C11	9110	6,182	0,610	0,081	5,346	0,081	0,407	45,152	7,510	2,342	6,182
2n(1)	91E0*	4,589	0,724	0,051	3,752	0,038	0,253	28,365	4,839	1,343	4,589
2n(2)	9160	12,010	1,895	0,133	9,819	0,099	0,663	74,239	12,665	3,515	12,010
2n(3)	91F0	14,541	0,636	0,098	8,445	0,098	0,490	27,221	11,719	4,057	14,541
3n	9190	11,149	0,488	0,075	6,475	0,075	0,313	20,871	8,986	3,111	11,149
3bn	9110	7,452	0,735	0,098	6,444	0,098	0,406	54,428	9,053	2,824	7,452
4n	6510	1,040	0,131	0,034	5,720	0,114	0,114	19,999	3,428	6,285	1,040
6bn	6430	1,436	0,181	0,047	7,896	0,158	0,158	27,607	4,733	8,677	1,436
7n	91F0	7,467	0,327	0,050	4,337	0,050	0,251	13,978	6,018	2,084	7,467
12bn	6510	4,423	0,559	0,146	24,327	0,486	0,486	85,061	14,582	26,733	4,423
23n	9190	11,722	0,513	0,079	6,808	0,079	0,371	21,944	9,448	3,271	11,722

BP	LRT	Ertrag [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	Entzüge								
			Pb	Cd	Hg	Ni	As	TI	Zn	Cu	Cr
[g ha ⁻¹ a ⁻¹]											
25n	9160	9,289	0,407	0,063	5,395	0,063	0,313	17,390	7,487	2,592	9,289
26n	9190	9,289	0,407	0,063	5,395	0,063	0,313	17,390	7,487	2,592	9,289
27n	91F0	12,169	0,533	0,082	7,068	0,082	0,410	22,780	9,808	3,396	12,169
9n	91E0*	4,071	0,642	0,045	3,329	0,034	0,225	25,165	4,293	1,192	4,071
13n	91E0*	4,071	0,642	0,045	3,329	0,034	0,225	25,165	4,293	1,192	4,071
16bn	6510	1,400	0,177	0,046	7,700	0,154	0,154	26,922	4,615	8,461	1,400
30bn	91E0	4,071	0,642	0,045	3,329	0,034	0,225	25,165	4,293	1,192	4,071
21n	9110	6,182	0,610	0,081	5,346	0,081	0,407	45,152	7,510	2,342	6,182
32n	91E0*	6,707	1,058	0,074	5,484	0,056	0,370	41,458	7,073	1,963	6,707
1E	9190	23,664	1,036	0,159	13,744	0,159	0,313	44,300	19,073	6,603	23,664
2E	9160	14,436	0,632	0,097	8,385	0,097	0,486	27,025	11,635	4,028	14,436
3E	9110	18,242	1,800	0,240	15,774	0,240	0,406	133,235	22,162	6,912	18,242
4E	9160	9,289	0,407	0,063	5,395	0,063	0,313	17,390	7,487	2,592	9,289
5E	91F0	24,834	1,087	0,167	14,424	0,167	0,313	46,491	20,016	6,930	24,834
6E	91F0	11,164	0,489	0,075	6,484	0,075	0,376	20,900	8,998	3,115	11,164
7E	91E0*	4,051	0,639	0,045	3,312	0,034	0,224	25,042	4,272	1,186	4,051

Für die Berechnung der zulässigen Auswaschungsrate von Schwermetallen mit dem Sickerwasser wurden folgende Eingangsdaten an den Beurteilungspunkten ermittelt (vgl. Tab. 31 und Tab. 32):

Tab. 31: Standortspezifische Eingangsdaten an den Beurteilungspunkten der FFH-Gebiete zur Ermittlung der zulässigen Auswaschungsrate von Schwermetallen mit dem Sickerwasser

BP	LRT	Q _{zb} (Pb, Cd, Ni, As) [mm a ⁻¹]	Q _{zb} (Hg) [mm a ⁻¹]	DOM [g m ⁻³]	pH (CaCl ₂)	p CO ₂ -Faktor
1	9190	634	782	64	6,7	5
2	91F0	612	759	64	6,7	5
3	91E0*	570	717	64	6,7	5
4	91F0	601	748	64	6,8	7
6	91E0*	627	774	64	4,4	5
7	9190	627	774	64	4,4	5
7b	9110	646	786	64	4,4	5
9	6510	662	785	30	4,7	5
11	9160	606	762	64	4,4	5
12	91F0	586	733	64	4,4	5
13	6430	655	791	30	4,7	5
14	6430	643	785	30	4,7	5
18	91E0*	650	803	64	6,7	5
19	91E0*	579	732	64	6,7	5
20	6430	722	796	30	4,7	5
22	91E0*	722	796	64	4,4	5
23	6510	667	788	30	4,7	5
24	6510	663	794	30	4,7	5
26	9110	639	810	64	4,4	7
27	9110	639	810	64	6,8	7
28	9110	603	765	64	6,8	7
29	91E0*	686	834	64	4,4	7
30	9110	627	796	64	4,4	7
31	9160	595	761	64	4,4	7
C1	9160	658	812	64	4,4	7
C2	9130	679	817	64	4,4	7
C3	9130	679	817	64	4,4	5
C4	9130	679	817	64	4,4	7
C5	9110	639	810	64	4,4	7
C6	9110	575	741	64	6,8	7
C7	9110	603	765	64	6,8	7
C8	91E0*	686	834	64	4,4	7
C9	9160	595	761	64	4,4	7
C10	9160	667	830	64	6,8	7
C11	9110	667	830	64	6,8	7

BP	LRT	Q _{zb} (Pb, Cd, Ni, As) [mm a ⁻¹]	Q _{zb} (Hg) [mm a ⁻¹]	DOM [g m ⁻³]	pH (CaCl ₂)	p CO ₂ -Faktor
2n(1)	91E0*	629	776	64	6,7	5
2n(2)	9160	648	788	64	6,7	5
2n(3)	91F0	629	776	64	6,7	5
3n	9190	626	773	64	4,4	5
3bn	9110	645	786	64	4,4	5
4n	6510	662	785	30	4,7	5
6bn	6430	643	782	30	4,7	5
7n	91F0	586	733	64	6,8	7
12bn	6510	654	787	30	4,7	5
23n	9190	624	771	64	4,4	5
25n	9160	586	733	64	6,8	7
26n	9190	580	727	64	4,4	5
27n	91F0	606	753	64	6,7	5
9n	91E0*	603	751	64	6,7	5
13n	91E0*	633	784	64	6,7	5
16bn	6510	667	794	30	4,7	5
30bn	91E0	579	732	64	6,7	5
21n	9110	639	810	64	6,8	7
32n	91E0*	610	765	64	6,8	7
1E	9190	596	744	64	4,4	5
2E	9160	629	776	64	6,7	5
3E	9110	645	786	64	4,4	5
4E	9160	629	776	64	4,4	5
5E	91F0	624	771	64	4,4	5
6E	91F0	573	720	64	6,8	7
7E	91E0*	581	728	64	6,8	7

Tab. 32: Standortspezifische Critical Limits an den Beurteilungspunkten der FFH-Gebiete zur Ermittlung der zulässigen Auswaschungsrate von Schwermetallen mit dem Sickerwasser

BP	LRT	Critical Limit							
		Pb	Cd	Hg	Ni	As	Cu	Zn	Cr
		[µg l ⁻¹]							
1	9190	4,248	1,223	0,032	29,085	70	4,952	27,781	44
2	91F0	4,248	1,223	0,032	29,085	70	4,952	27,781	44
3	91E0*	4,248	1,223	0,032	29,085	70	4,952	27,781	44
4	91F0	2,148	0,801	0,032	22,740	70	2,467	19,540	44
6	91E0*	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
7	9190	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
7b	9110	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
9	6510	3,206	1,834	0,015	107,049	70	2,247	38,686	44
11	9160	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
12	91F0	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
13	6430	3,206	1,834	0,015	107,049	70	2,247	38,686	44
14	6430	3,206	1,834	0,015	107,049	70	2,247	38,686	44
18	91E0*	4,248	1,223	0,032	29,085	70	4,952	27,781	44
19	91E0*	4,248	1,223	0,032	29,085	70	4,952	27,781	44
20	6430	3,206	1,834	0,015	107,049	70	2,247	38,686	44
22	91E0*	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
23	6510	3,206	1,834	0,015	107,049	70	2,247	38,686	44
24	6510	3,206	1,834	0,015	107,049	70	2,247	38,686	44
26	9110	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
27	9110	2,148	0,801	0,032	22,740	70	2,467	19,540	44
28	9110	2,148	0,801	0,032	22,740	70	2,467	19,540	44
29	91E0*	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
30	9110	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
31	9160	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
C1	9160	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
C2	9130	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
C3	9130	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
C4	9130	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44

BP	LRT	Critical Limit							
		Pb	Cd	Hg	Ni	As	Cu	Zn	Cr
		[µg l ⁻¹]							
C5	9110	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
C6	9110	2,148	0,801	0,032	22,740	70	2,467	19,540	44
C7	9110	2,148	0,801	0,032	22,740	70	2,467	19,540	44
C8	91E0*	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
C9	9160	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
C10	9160	2,148	0,801	0,032	22,740	70	2,467	19,540	44
C11	9110	2,148	0,801	0,032	22,740	70	2,467	19,540	44
2n(1)	91E0*	4,248	1,223	0,032	29,085	70	4,952	27,781	44
2n(2)	9160	4,248	1,223	0,032	29,085	70	4,952	27,781	44
2n(3)	91F0	4,248	1,223	0,032	29,085	70	4,952	27,781	44
3n	9190	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
3bn	9110	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
4n	6510	3,206	1,834	0,015	107,049	70	2,247	38,686	44
6bn	6430	3,206	1,834	0,015	107,049	70	2,247	38,686	44
7n	91F0	2,148	0,801	0,032	22,740	70	2,467	19,540	44
12bn	6510	3,206	1,834	0,015	107,049	70	2,247	38,686	44
23n	9190	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
25n	9160	2,148	0,801	0,032	22,740	70	2,467	19,540	44
26n	9190	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
27n	91F0	4,248	1,223	0,032	29,085	70	4,952	27,781	44
9n	91E0*	4,248	1,223	0,032	29,085	70	4,952	27,781	44
13n	91E0*	4,248	1,223	0,032	29,085	70	4,952	27,781	44
16bn	6510	3,206	1,834	0,015	107,049	70	2,247	38,686	44
30bn	91E0	4,248	1,223	0,032	29,085	70	4,952	27,781	44
21n	9110	2,148	0,801	0,032	22,740	70	2,467	19,540	44
32n	91E0*	2,148	0,801	0,032	22,740	70	2,467	19,540	44
1E	9190	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
2E	9160	4,248	1,223	0,032	29,085	70	4,952	27,781	44
3E	9110	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
4E	9160	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
5E	91F0	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
6E	91F0	2,148	0,801	0,032	22,740	70	2,467	19,540	44
7E	91E0*	2,148	0,801	0,032	22,740	70	2,467	19,540	44

7.1.3.2 Ergebnisse der Critical-Load-Modellierung

Die standortspezifischen Critical Loads unter Verwendung der standortspezifischen Eingangsdaten (Kap. 7.1.3.1) und der „Einfachen Massenbilanz“-Formeln (Kap. 7.1.1) ergeben sich wie folgt (vgl. Tab. 33):

Tab. 33: Standortspezifische Critical Loads für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Quecksilber, Nickel, Arsen, Thallium, Kupfer, Zink und Chrom an den Beurteilungspunkten der FFH-Gebiete

BP	LRT	Critical Loads								
		Pb	Cd	Hg	Ni	As	Tl	Zn	Cu	Cr
		[g ha ⁻¹ a ⁻¹]								
1	9190	38,2	8,3	0,326	191,1	444,1	0,456	197,4	40,5	282,3
2	91F0	37,3	8,0	0,319	184,6	428,5	0,456	191,1	39,4	272,4
3	91E0*	33,1	8,4	0,327	173,0	398,9	0,588	213,2	37,6	253,3
4	91F0	23,6	5,3	0,311	142,8	420,6	0,431	137,3	23,4	267,3
6	91E0*	47,9	15,6	0,322	924,5	438,8	0,444	335,5	47,1	277,7
7	9190	52,2	15,1	0,322	925,4	438,8	0,473	314,7	48,9	278,8
7b	9110	48,7	15,6	0,333	953,1	452,6	0,487	348,4	48,8	286,8
9	6510	22,3	12,3	0,152	714,0	463,3	0,137	276,0	18,3	297,4
11	9160	45,5	15,0	0,307	892,9	424,1	0,376	319,3	44,7	268,2
12	91F0	47,8	14,0	0,297	865,0	410,4	0,376	292,5	44,9	260,5
13	6430	23,1	12,3	0,186	712,6	458,8	0,270	292,8	21,5	300,6
14	6430	22,0	12,0	0,165	695,8	450,0	0,189	276,2	19,2	291,4
18	91E0*	31,7	8,6	0,302	192,4	455,2	0,268	205,6	36,5	287,3
19	91E0*	28,6	7,7	0,279	171,8	405,5	0,268	185,9	32,9	256,1

BP	LRT	Critical Loads								
		Pb	Cd	Hg	Ni	As	Tl	Zn	Cu	Cr
		[g ha ⁻¹ a ⁻¹]								
20	6430	24,6	13,4	0,166	780,9	505,8	0,185	306,4	20,8	326,3
22	91E0*	49,5	17,1	0,322	1070,3	505,8	0,270	378,2	52,9	330,2
23	6510	22,4	12,4	0,152	719,6	466,9	0,137	278,0	18,4	299,7
24	6510	22,7	12,3	0,165	717,9	464,6	0,185	283,6	19,5	300,4
26	9110	46,2	15,4	0,337	948,5	447,4	0,465	342,1	31,4	283,4
27	9110	19,9	5,7	0,341	150,7	447,4	0,488	170,0	23,3	283,5
28	9110	19,1	5,4	0,326	142,4	422,0	0,488	162,9	22,4	267,6
29	91E0*	49,7	16,9	0,338	1017,7	480,1	0,427	360,9	32,8	303,6
30	9110	45,4	15,1	0,332	930,5	438,8	0,465	336,4	30,9	278,0
31	9160	47,4	15,8	0,342	931,9	438,8	0,522	342,1	32,1	278,1
C1	9160	53,1	15,8	0,337	978,8	460,9	0,467	329,8	34,3	292,9
C2	9130	48,7	16,3	0,339	1007,3	475,2	0,467	361,0	32,9	300,9
C3	9130	50,8	16,4	0,343	1000,7	475,2	0,488	363,7	50,9	301,0
C4	9130	49,0	16,4	0,343	1007,5	475,2	0,488	362,9	33,3	301,0
C5	9110	46,2	15,4	0,337	948,5	447,4	0,465	342,1	31,4	283,4
C6	9110	18,3	5,2	0,315	136,0	402,9	0,467	155,6	21,4	255,4
C7	9110	19,1	5,4	0,326	142,4	422,0	0,488	162,9	22,4	267,6
C8	91E0*	49,7	16,9	0,338	1017,7	480,1	0,427	360,9	32,8	303,6
C9	9160	45,4	15,1	0,330	884,9	416,6	0,522	327,2	30,9	264,1
C10	9160	22,6	6,7	0,357	158,4	467,0	0,548	181,5	25,2	295,9
C11	9110	20,5	6,0	0,347	157,0	467,0	0,488	175,5	24,0	295,8
2n(1)	91E0*	31,3	8,4	0,299	186,5	440,0	0,304	203,0	36,0	277,9
2n(2)	9160	39,5	9,8	0,385	198,3	453,8	0,795	254,3	44,8	288,7
2n(3)	91F0	41,2	8,3	0,346	191,2	440,0	0,587	201,8	42,8	280,6
3n	9190	50,4	15,0	0,310	922,9	438,1	0,375	311,0	47,4	277,9
3bn	9110	48,6	15,6	0,333	951,7	451,9	0,487	347,9	48,7	286,3
4n	6510	21,7	11,9	0,152	694,4	450,5	0,137	268,9	17,9	289,4
6bn	6430	22,1	12,0	0,165	696,6	450,5	0,189	276,5	19,2	291,8
7n	91F0	20,1	5,0	0,285	137,6	410,4	0,302	128,5	20,5	260,0
12bn	6510	25,4	12,6	0,264	724,9	458,6	0,583	338,3	29,3	314,7
23n	9190	52,1	15,0	0,321	921,7	437,0	0,445	313,5	48,8	277,7
25n	9160	21,9	5,1	0,297	138,7	410,4	0,375	131,9	21,9	260,5
26n	9190	47,4	13,9	0,295	856,2	406,2	0,375	289,6	44,5	257,9
27n	91F0	37,9	7,9	0,323	183,4	424,5	0,492	191,2	39,8	270,1
9n	91E0*	29,7	8,0	0,285	178,8	422,4	0,270	192,8	34,2	266,7
13n	91E0*	31,0	8,4	0,296	187,5	443,4	0,270	201,1	35,7	279,9
16bn	6510	22,8	12,4	0,165	722,2	467,4	0,185	285,1	19,6	302,1
30bn	91E0	28,7	7,7	0,279	171,8	405,5	0,270	186,1	33,0	256,1
21n	9110	19,9	5,7	0,341	150,7	447,4	0,488	170,0	23,3	283,5
32n	91E0*	19,8	5,9	0,319	144,2	427,0	0,444	160,6	22,1	270,3
1E	9190	48,5	14,3	0,301	879,5	417,4	0,375	297,1	45,6	264,9
2E	9160	41,1	8,3	0,346	191,2	440,0	0,583	201,6	42,8	280,6
3E	9110	48,6	15,6	0,333	951,7	451,9	0,487	347,9	48,7	286,3
4E	9160	50,6	15,0	0,311	927,3	440,2	0,375	312,4	47,6	279,2
5E	91F0	50,3	14,9	0,309	920,0	436,7	0,375	310,0	47,3	277,0
6E	91F0	23,5	5,1	0,306	136,7	401,0	0,451	132,8	23,1	255,1
7E	91E0*	16,5	5,3	0,278	135,4	406,6	0,268	138,5	18,6	256,7

7.1.3.3 Diskussion der Modellierungsergebnisse

Für die Schwermetalle (außer Thallium) wurden im Rahmen eines UBA-Forschungsprojektes die Grundlagen aktualisiert, um wirkungsbezogen fundierte Belastbarkeitsgrenzen zu ermitteln¹¹ (siehe auch Schlutow 2018, Schlutow et al. 2021). So können die für ganz Deutschland ermittelten Critical Loads für die Schwermetalle Arsen, Blei, Cadmium, Nickel und Quecksilber mit denen in diesem Projekt standortspezifisch ermittelten zulässigen Einträge in die FFH-LRT im Wirkraum von newPark verglichen werden (vgl. Tab. 34).

¹¹ <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/auswirkungen-der-schwermetall-emissionen-auf>

Tab. 34: Vergleich der Ergebnisse der CL(M)-Berechnung in diesem Projekt mit den deutschlandweit berechneten CL(M) (Schlutow 2018, Schlutow et al. 2021)

Metall	standortspezifische CL im UG		CL(M) Deutschland ges.		
	Min	Max	5er Percentil	Median	95er Percentil
	[g ha ⁻¹ a ⁻¹]	[g ha ⁻¹ a ⁻¹]	[g ha ⁻¹ a ⁻¹]	[g ha ⁻¹ a ⁻¹]	[g ha ⁻¹ a ⁻¹]
Hg	0,15	0,4	0,2	0,4	0,6
Cd	5,0	17,1	4,1	10,5	42,4
Pb	16,5	53,1	6	21	601
As	399	506	194	440	721
Ni	135	1070	145	568	3388
Tl	0,14	0,8	-	-	-
Zn	129	378	147	346	800
Cu	18	53	10	44	712
Cr	353	330	133	301	472

Der Vergleich zeigt, dass die CL(M) im Untersuchungsgebiet i.d.R. im unteren Bereich der Werte für ganz Deutschland liegen, das Minimum für Quecksilber sogar knapp darunter. Eine Unsicherheitsdiskussion und eine Sensitivitätsanalyse sind in Schlutow et al. (2021) enthalten. Demnach sind die Eingangsdaten, auf deren Variabilität die Critical Loads am sensitivsten reagieren, der pH-Wert des Oberbodens und die Sickerwasserrate. Die Unsicherheiten, die aufgrund der möglichen maßstabsbedingten Ungenauigkeiten im deutschen Datensatz bestehen, sind in diesem Projekt dadurch weitgehend minimiert, als standortspezifische Daten für die langjährigen Niederschlagsmengen vorliegen und verwendet wurden. Für die pH-Werte, deren Variabilität insbesondere auf den CL für Cadmium, Blei und Nickel Einfluss hat, liegen Messwerte an 11 Beurteilungspunkten im FFH-Gebiet Cappenberger Wälder vor und wurden in diesem Projekt entsprechend verwendet. Die hier kartierten Lebensraumtypen sind die sensibelsten im gesamten Untersuchungsgebiet.

7.2 Kritische Eintragsraten für Feinstaub

Allgemein anerkannte oder verbindliche Richt- und Grenzwerte für Feinstaubbelastungen von Ökosystemen oder deren Kompartimenten existieren nicht.

Durch die EU-Luftqualitätsrahmenrichtlinie von 1996 und die zugehörige Tochterrichtlinie von 1999 wurden europaweit gültige Grenzwerte für Immissionen durch Luftschadstoffe festgeschrieben, die auch kleinräumig einzuhalten sind. Durch die Neufassung der 39. BImSchV wurden diese Grenzwerte in nationales Recht überführt und sind seither als Bewertungsmaßstab heranzuziehen. Ludes et al. (2010) stellen jedoch klar, dass diese Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit erstellt wurden, nicht zum Schutz von Ökosystemen. Sie schreiben (Zitat): „*Jedoch gelten diese Grenzwerte nur für Bereiche, in denen sich Menschen aufhalten. Aufgrund der unterschiedlichen gesundheitlichen Auswirkungen entfalten die Grenzwerte erst dann ihre rechtliche Wirkung, wenn Menschen die Aufenthaltsdauer in dem Bereich mit Grenzwertüberschreitungen in etwa dem Mittelungszeitraum des betreffenden Grenzwertes entspricht*“. Somit treffen sie schon deshalb nicht für die betrachteten FFH-Gebiete zu, da sich Menschen hier nie 24 Stunden ununterbrochen aufhalten, ebenso wenig wie über ein volles Jahr.

Hinweise auf Belastbarkeitsschwellenwerte für Pflanzen finden sich in der Literatur nur sehr spärlich. Die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LUBW 1999) empfiehlt einen Schwellenwert von 60 mg m⁻² Blattoberfläche in der Jahressumme.

Die Auffangmenge und Verweildauer von Feinstaub hängen in hohem Maße von der Rauigkeit und Beweglichkeit der Blätter bzw. Nadeln ab (vgl.

Tab. 35). Pflanzen mit rauen oder/und behaarten Blättern sowie Nadelbäume akkumulieren Staub stärker und länger aufgrund der großen Rauigkeit und Benetzbarkeit (Gorbachevskaya et al. 2012). Bei Pflanzen mit glatter Blattoberfläche oder sehr beweglichen Blättern wird Staub sehr schnell wieder abgetragen, so dass die ohnehin nur geringen Staubaufgaben im Laufe der Vegetationsperiode auch nicht zunehmen (ebenda).

Tab. 35: Staubadsorptionsvermögen von Vegetationskomplexen

Vegetationskomplex	Staubaufnahme PM_{ges} [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]		Anteil der Staubaufnahme an der Gesamtstaub-Immission f [%]	
	Min.	Max.	Min.	Max.
Baumbestände	23 ¹⁾	115 ¹⁾	20 ²⁾	30 ²⁾
Strauchbestände	22 ¹⁾	88 ¹⁾	15 ³⁾	15 ³⁾
Grasbestände	9 ¹⁾	46 ¹⁾	7,5 ³⁾	7,5 ³⁾

¹⁾ Escobedo et al. (2008, in Gorbachevskaya et al. 2012)

²⁾ Swaagstra u. De Kluiver (2007, in Gorbachevskaya et al. 2012)

³⁾ Pfanz et al. (2006, in Gorbachevskaya et al. 2012)

Um zumindest überschlägig die Mengen an Staub in der Jahressumme zu bestimmen, die von Pflanzen schadlos getragen werden, wird hier von folgenden konservativen Annahmen ausgegangen:

- Jegliche Staubablagerung birgt das Risiko einer Beeinträchtigung. Auch wenn dies unwahrscheinlich ist, soll dennoch hier vorsorglich der worst case angenommen werden.
- Eine Unterscheidung der Feinstaubfraktionen PM_{2,5}, PM₁₀ und Gesamtstaub ist bei der folgenden Berechnung aufgrund der Datenbasis nicht möglich. Es kann nur der CL für Gesamtstaub angegeben werden. Der Anteil von PM₁₀ am Gesamtstaub beträgt i.d.R. 83%. PM₁₀ enthält PM_{2,5} bereits.
- Die Staubmenge, die von der Vegetation ausgefiltert, abgewaschen bzw. abgeweht und sedimentiert wird, d. h. die nicht auf Blättern bzw. Nadeln akkumuliert wird, kann keine Beeinträchtigung erzeugen und gilt deshalb als Belastbarkeitsgrenzwert.

Die Menge schadlosen Staubs ergibt sich demnach wie folgt:

$$CL_{PM(ges)} = PM_{ges(Min)} \cdot \frac{100 - f_{Max}}{f_{Max}} \cdot 0,83$$

mit:

$CL_{PM(ges)}$ = Belastbarkeitsgrenzwert für Feinstaub PM₁₀ (incl. PM_{2,5})

$PM_{ges(Min)}$ = Untere Spannungsgrenze der ermittelten Staubaufnahmemengen an den verschiedenen Vegetationskomplexen (siehe

Tab. 35)

f_{Max} = obere Spannungsgrenze der ermittelten Anteile der Staubaufnahmemengen an der Gesamtstaub-Immission (siehe

Tab. 35)

Das Ergebnis der Berechnung zeigt Tab. 36.

Tab. 36: Vegetationsspezifische Critical Loads für die nicht toxischen Feinstaubeträge PM₁₀ (incl. PM_{2,5} und die resultierenden Erheblichkeitsschwellen an den Beurteilungspunkten)

BP	LRT	CL_{PM10} [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]
1	9190	44,544
2	91F0	44,544
3	91E0*	44,544
4	91F0	44,544
6	91E0*	44,544
7	9190	44,544
7b	9110	44,544
9	6510	92,130

BP	LRT	CL _{PM10} [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]
11	9160	44,544
12	91F0	44,544
13	6430	92,130
14	6430	92,130
18	91E0*	42,606
19	91E0*	42,606
20	6430	92,130
22	91E0*	42,606
23	6510	92,130
24	6510	92,130
26	9110	44,544
27	9110	44,544
28	9110	44,544
29	91E0*	44,544
30	9110	44,544
31	9160	44,544
C1	9160	44,544
C2	9130	44,544
C3	9130	44,544
C4	9130	44,544
C5	9110	44,544
C6	9110	44,544
C7	9110	44,544
C8	91E0*	44,544
C9	9160	44,544
C10	9160	44,544
C11	9110	44,544
2n(1)	91E0*	42,606
2n(2)	9160	44,544
2n(3)	91F0	44,544
3n	9190	44,544
3bn	9110	44,544
4n	6510	92,130
6bn	6430	44,544
7n	91F0	44,544
12bn	6510	92,130
23n	9190	44,544
25n	9160	44,544
26n	9190	44,544
27n	91F0	44,544
9n	91E0*	92,130
13n	91E0*	42,606
16bn	6510	42,606
30bn	91E0	92,130
21n	9110	42,606
32n	91E0*	44,544
1E	9190	44,544
2E	9160	44,544
3E	9110	44,544
4E	9160	44,544
5E	91F0	44,544
6E	91F0	44,544
7E	91E0*	44,544

8 Ermittlung von Belastbarkeitsschwellen (Critical Levels) für Schadgas-Immissionen

Die kritischen Schwellenwerte für Schadgase basieren auf wirkungsbezogenen empirischen Feldstudien.

8.1 Kritische Schwellenwerte für Fluorwasserstoff

Die Gefährdung der Vegetation durch Fluorderivate ergibt sich fast ausschließlich über den Gasaustausch der Blattoorgane. Hierbei erfolgt der Gasaustausch bzw. die Aufnahme von Fluorverbindungen überwiegend über die Blattöffnungen (Stomata). Die gasförmigen Fluorverbindungen, die über die Stomata aufgenommen werden, können sich in den Blattoorganen anreichern. Für diese Anreicherung von Fluorderivaten in den Blattoorganen sind insbesondere Faktoren wie Dauer und Konzentration der Exposition sowie die Pflanzenart von Bedeutung. Die meisten Arten ertragen Immissionskonzentrationen von 5 bis 10 $\mu\text{g F m}^{-3}$ ohne größere Schädigung. Kurzfristige HF-Konzentrationen oberhalb von 10 mg m^{-3} in der Luft können bereits ausreichen, um Blattschädigungen in Form von Blattnekrosen auszulösen.

Die praktische Unmöglichkeit, für jede einzelne Pflanzenart eine Beziehung zwischen Schadstoffdosis und Reaktion herzustellen, führte nach Halbwachs et al. (2001) zur Bildung von drei Empfindlichkeitsgruppen, und zwar „sehr empfindliche“, „empfindliche“ und „weniger empfindliche“ Pflanzen.

Aus diesem Grund werden je nach Pflanzenart unterschiedliche Schwellenwerte festgelegt. Die Schwellenwerte (in Mikrogramm F je Gramm Trockensubstanz) sind nach der VDI (1989) wie folgt abgeleitet:

- sehr empfindliche Pflanzen 30 $\mu\text{g g}^{-1}$
- empfindliche Pflanzen 60 $\mu\text{g g}^{-1}$
- weniger empfindliche Pflanzen 80 $\mu\text{g g}^{-1}$

Grenzwerte für Fluorwasserstoff (Maximale Immissions-Konzentration (MIK)–Werte in $\mu\text{g pro m}^3$ Luft) zum Schutze der Vegetation (nach VDI–Richtlinie 2310 Bl. 3, 1989) für die Vegetationsperiode (7 Monate):

- sehr empfindliche Pflanzen 0,2 $\mu\text{g m}^{-3}$
- empfindliche Pflanzen 0,4 $\mu\text{g m}^{-3}$
- weniger empfindliche Pflanzen 1,2 $\mu\text{g m}^{-3}$

Bei Einhaltung der aufgeführten Langzeitwerte (Mittelwerte) ist nach heutigem Wissensstand sowohl der Schutz von Pflanzen als auch der in der Nahrungskette folgenden Glieder gewährleistet.

Die TA Luft (BUNR 2021) gibt folgende Empfehlung (Zitat): Der Schutz vor erheblichen Nachteilen durch Schädigung sehr empfindlicher Tiere, Pflanzen und Sachgüter ist gewährleistet, wenn für Fluorwasserstoff und gasförmige anorganische Fluorverbindungen, angegeben als Fluor, gemittelt über ein Jahr, ein Immissionswert von 0,3 $\mu\text{g m}^{-3}$ eingehalten wird.

Daraus folgt, dass die Bestimmung von zulässigen schadlosen Depositionsraten in diesem Fall nicht zielführend ist, da die Aufnahme in die Pflanzen aus der Luft direkt über die Spaltöffnungen der Blätter erfolgt. Eine Abreicherung durch Biomasseentnahme ist sinnlos, da die Schädigung bereits vor der Erntereife eintritt.

Im Gegensatz zu Schwefel- und Stickstoffverbindungen, die über große Entfernungen transportiert werden können, sind die hochreaktiven Fluorverbindungen von lokaler und in Einzelfällen regionaler Bedeutung, da sie bereits im Nahbereich der Emissionsquelle ausgefällt werden.

Somit ist festzuhalten, dass eine kritische Konzentration von 0,3 $\mu\text{g Fluorwasserstoff (HF) pro m}^3$ an allen Beurteilungspunkten der umliegenden FFH-Gebiete nicht überschritten werden darf, es sei denn die Zusatzbelastung aus dem newPark-Industrieareal ist so gering, dass sie unter der Nachweisbarkeitsgrenze liegt und somit unter das Abschneidekriterium fällt.

Für die Bewertung der Erheblichkeit in diesem Projekt werden angesetzt:

- **Critical Level für die Beurteilung der Gesamtbelastung: $0,4 \mu\text{g HF m}^{-3}$**
- **Beurteilungsgrenze der Zusatzbelastung (3% des Critical Levels nach Brandenburgischer Vollzugshilfe (Landesamt für Umwelt Brandenburg 2019): $0,009 \mu\text{g HF m}^{-3}$ (=Erheblichkeitsschwelle)**

8.2 Kritische Schwellenwerte für Benzol

Allgemein anerkannte oder verbindliche Richt- und Grenzwerte für Benzolbelastungen von (semi-)terrestrischen Ökosystemen oder deren Kompartimenten existieren nicht.

Als ein Schwellenwert, unterhalb dessen keine Wirkungen (Minderung der Photosynthese) feststellbar waren, wird für Bäume $100 \mu\text{g m}^{-3}$ über eine Einwirkzeit von 15 Minuten angegeben (LUBW 1999, S. 56). Als Schwellenwert zu einer signifikanten Schädigung von 50% der Blätter an Bohnen wurde eine Konzentration von 20g m^{-3} über eine Stunde festgestellt. Eine Zerstörung der Wachsstrukturen an den Nadeln von Fichten und Tannen setzte bei 300g m^{-3} ein (ebenda).

Ein Schwellenwert für das mögliche Einsetzen einer Wirkung bei (semi-)terrestrischen Pflanzen, unabhängig von ihrer Empfindlichkeit, wird vom LUBW (1999, S. 57) bei $40 \mu\text{g Benzol m}^{-3}$ dokumentiert.

Auch wenn Beurteilungswerte der Brandenburgischen Vollzugshilfe (Landesamt für Umwelt Brandenburg 2019) nur für aquatische Ökosysteme empfohlen werden, soll vorsorglich die Erheblichkeitsschwelle bei 2% des Critical Levels wie für prioritäre Wasser-Schadstoffe angesetzt werden.

Für die Bewertung der Erheblichkeit in diesem Projekt werden angesetzt:

- **Critical Level für die Beurteilung der Gesamtbelastung: $40 \mu\text{g C}_6\text{H}_6 \text{m}^{-3}$**
- **Beurteilungsgrenze der Zusatzbelastung (2% des Critical Levels nach Brandenburgischer Vollzugshilfe (Landesamt für Umwelt Brandenburg 2019): $0,8 \mu\text{g C}_6\text{H}_6 \text{m}^{-3}$ (=Erheblichkeitsschwelle)**

8.3 Kritische Schwellenwerte für Tetrachlorethen

Von Tetrachlorethen sind ökotoxische Wirkungen auf Pflanzen bisher nicht nachgewiesen.

Vorsorglich empfiehlt das LANUV NRW (2015) für die Bewertung von Tetrachlorethen-Immissionen im Rahmen der Genehmigung und Überwachung von industriellen Anlagen nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) und der TA Luft 2002 die Verwendung des Immissionswertes der TA Luft von $10 \mu\text{g m}^{-3}$ (Jahresmittelwert). Dieser basiert auf dem vom Unterausschuss "Wirkungsfragen" des Länderausschuss für Immissionsschutz (LAI 1996) abgeleiteten Beurteilungswert in Höhe von ebenfalls $10 \mu\text{g m}^{-3}$. Der LAI-Orientierungswert wurde unter Berücksichtigung der tatsächlichen Belastungssituation, der noch ungeklärten Frage der Kanzerogenität für den Menschen und der ökotoxischen Effekte abgeleitet.

Da Tetrachlorethen laut Brandenburgischer Vollzugshilfe (Landesamt für Umwelt Brandenburg 2019) nicht zu den prioritären Wasser-Schadstoffen gerechnet wird, kann die Erheblichkeitsschwelle bei 3% des Critical Levels angesetzt werden.

In der TA Luft wird ebenfalls eine Irrelevanzschwelle von $0,3 \mu\text{g C}_2\text{Cl}_4 \text{m}^{-3}$ angegeben.

Für die Bewertung der Erheblichkeit in diesem Projekt werden angesetzt:

- **Critical Level für die Beurteilung der Gesamtbelastung: $10 \mu\text{g C}_2\text{Cl}_4 \text{m}^{-3}$**
- **Beurteilungsgrenze der Zusatzbelastung (3% des Critical Levels nach Brandenburgischer Vollzugshilfe (Landesamt für Umwelt Brandenburg 2019): $0,3 \mu\text{g C}_2\text{Cl}_4 \text{m}^{-3}$ (=Erheblichkeitsschwelle)**

9 Risikoabschätzung bisher nicht regulierter Schwermetalle

Die Methodik und die Grundlagen zur Bestimmung von Erheblichkeitsschwellen für zusätzliche Einträge entsprechend Kap. 9.2 basieren auf den Empfehlungen der Bundes-Bodenschutz-Verordnung und der Brandenburgischen Vollzugshilfe (LfU Brandenburg 2019). In ihrer Kombination wird diese Methode bisher nicht standardmäßig angewandt. Sie soll hier jedoch als konservative Schätzung die Einzelfallbewertung unterstützen.

9.1 Wirkungsschwellen von bisher nicht regulierten Stoffen

9.1.1 Antimon

Als Hintergrundwert der Immission in Deutschland wird eine Konzentration von $0,5 \text{ ng/m}^3$ angegeben (LUBW 1999, S. 113). Der Prüfwert, der chronisch toxische Wirkungen gerade ausschließt, beträgt $0,3 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (ebenda).

Der Normalwert für den Gehalt von Sb in der Trockensubstanz von unbelasteten Vegetationsbeständen beträgt $0,1 \text{ g Sb/kg TS}$ (ebenda).

Ein Schwellenwert für das mögliche Einsetzen einer Wirkung bei (semi-)terrestrischen Pflanzen ist nicht bekannt. Selbst Gras zeigt bei einem Gehalt von 5 mg Sb/kg TS unmittelbar bei einer Antimon-Hütte keine erkennbaren Veränderungen.

Auf Basis der derzeit verfügbaren Daten zur Toxizität von Sb im Boden wird allgemein eingeschätzt, dass ein Vorhersagewert für die no effect-Schwelle (PNEC) bei 37 mg Sb kg^{-1} Boden liegt (Oorts u. Smolders 2009).

9.1.2 Vanadium

Die bisher veröffentlichten Studien weisen durchschnittliche V-Gehalte in Pflanzen auf nicht kontaminierten Böden von $0,5\text{-}2 \text{ mg V kg}^{-1} \text{ TS}$ aus (Schroeder et al. 1963).

Konkrete Anhaltspunkte für wirkungsbasierte Schwellenwerte existieren nicht.

Die in Deutschland diskutierten Überlegungen, Vanadium-Grenzwerte in eine Neufassung der Bundesbodenschutz-Verordnung aufzunehmen, basieren ebenfalls nicht auf wirkungsbezogenen Erkenntnissen. Die Höhe dieses Grenzwertes wird von der Hintergrundkonzentration in Deutschland (vgl. Kap. 6.4) abhängig gemacht.

In den USA geht man davon aus, dass kein reales Risiko durch Vanadium-Einträge besteht. In Russland beträgt der Grenzwert für den V-Gehalt in Böden 150 mg V kg^{-1} Boden.

9.1.3 Zinn

Die Literaturlauswertung von Kabata-Pendias (2001) ergab eine Spanne des Sn-Gehaltes in pflanzlicher Trockenmasse von $20\text{-}30 \text{ mg Sn kg}^{-1} \text{ TS}$.

Ashraf et al. (2011) konnten eine Hemmung des Wachstums höherer Pflanzen erst bei einer Konzentration von 60 mg Sn kg^{-1} Boden feststellen.

In der Brandenburgischen Vollzugshilfe (Landesamt für Umwelt Brandenburg 2019) wird ein Beurteilungswert zur Prüfung der Erheblichkeit zum Schutz aquatischer Biota von $200 \text{ mg Sn kg}^{-1}$ Schwebstoff und $3,5 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ in der Wasserphase empfohlen. Eine Umrechnung in mg Sn kg^{-1} Boden ist möglich. Dazu ist der Wassergehalt im Boden ($\text{m}^3 \text{ Wasser/m}^3 \text{ Boden}$) zu bestimmen. Da es sich im Untersuchungsgebiet durchgehend um hydromorphe, d. h. wassergesättigte Böden handelt, kann entsprechend Bodenkundlicher Kartieranleitung 5 (AG Boden, S. 350, 353) der Wassergehalt bei $pF=0,5 \text{ lg hPa}$ abgeleitet werden. Demnach beträgt der Wassergehalt an den Beurteilungspunkten im Untersuchungsgebiet $40\text{-}41\%$, das sind $0,4 \text{ m}^3$ Wasser pro m^3 Boden.

Die Umrechnung von $3,5 \mu\text{g l}^{-1}$ in der Wasserphase auf den Gesamtboden ergibt $8,75 \text{ g Sn m}^{-3}$.

9.2 Ermittlung der akzeptablen vorhabensbedingten Zusatzdeposition

Die folgende Bewertung für die nicht regulierten Stoffe, für die auch eine Critical Loads-Berechnung nicht möglich ist, weil wirkungsbasierte Critical Limits bisher nicht belegt werden konnten, orientiert sich an der Empfehlung der Brandenburgischen Vollzugshilfe (LfU Brandenburg 2019), Anreicherungsraten zu berechnen (vgl. Kap. 6.4). Obwohl es für die Schwermetalle Antimon, Vanadium und Zinn auch in der Bundesbodenschutz-Verordnung (BBodSchV) keine Grenzwerte für Anreicherungsraten gibt, wird im Folgenden die Herangehensweise der Bundesbodenschutz-Verordnung an die Grenzwerte für regulierte Schwermetalle nachvollzogen werden, indem die typischen Gehalte von Vanadium und Antimon in unbelasteten Böden Deutschlands als Vergleich herangezogen werden. Dabei wird abweichend von der BBodSchV nicht das 90er Perzentil, sondern vorsorglich der Median als Vergleich herangezogen.

Es kann nicht Aufgabe dieses Gutachtens sein, Vorsorgewerte für die bisher nicht regulierten Metalle festzulegen. Jedoch kann mit der folgenden Methode zumindest die akzeptable zusätzliche Deposition ermittelt werden, indem die Erheblichkeitsschwelle von 3%, wie sie für Stickstoff und die meisten Schwermetalle festgelegt ist, sinngemäß auf die nicht regulierten Schwermetalle angewendet wird. Dabei wird der Hintergrundgehalt im Boden als vorläufiger Vorsorgewert herangezogen, obwohl dieser niedriger ist als ein zu erwartender offizieller Vorsorgewert in Ergänzung der BBodSchV sein wird (vgl. Kap. 6.4).

$$M_{dep(acc)} = \left(\frac{M_{\text{gehalt}(typ)} \cdot \rho \cdot z}{t} \cdot a \right) + M_u$$

mit:

$M_{dep(acc)}$ = akzeptable vorhabensbedingte Zusatzdeposition des Metalls ($\text{g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), d. h. 3% des Hintergrundgehaltes in der Zeit t

$M_{\text{gehalt}(typ)}$ = normaler Hintergrundgehalt des Metalls im Median der Böden Deutschlands (mg kg^{-1} Boden) (vgl. Kap. 6.4)

M_u = Aufnahme in die Vegetation ($\text{g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$)

z = Dicke des Oberbodens: 0,3 m

ρ = Trockenrohdichte (g cm^{-3} Boden) (entsprechend Schachtschabel et al. 1998, S. 143)

t = normative Nutzungsdauer der Anlagen im newPark: 100 a

a = Erheblichkeitsschwelle: 3%

Für die Bewertung der Zinnbelastung wird der Beurteilungswert aus der Brandenburgischen Vollzugshilfe (Landesamt für Umwelt Brandenburg 2019) für Gewässer, umgerechnet auf Boden (vgl. Kap. 9.1.3), herangezogen.

Tab. 37: Eingangsdaten und Ergebnisse der Ermittlung von Erheblichkeitsschwellen-Werten für die vorhabensbezogene Zusatzdeposition von Vanadium (V), Antimon (Sb) und Zinn (Sn) an den Beurteilungspunkten

BP	Hintergrund-Gehalt $M_{\text{Gehalt(typ)}}$			Aufnahmerate in die Vegetation M_u			Dichte ρ [g cm ⁻³]	akzeptable vorhabensbedingte Zusatzbelastung $M_{\text{dep(acc)}}$		
	V	Sb	Sn	V	Sb	Sn		V	Sb	Sn
	[mg kg ⁻¹]			[g ha ⁻¹ a ⁻¹]				[g ha ⁻¹ a ⁻¹]		
1	21	0,75	2	0,380	1,90	76,00	1,43	28,93	14,55	77,35
2	21	0,75	2	0,380	1,90	76,00	1,43	28,93	14,55	77,35
3	21	0,75	2	0,490	2,45	98,00	1,43	29,48	14,67	99,35
4	31	1,33	2	0,359	1,80	71,80	1,43	41,69	37,47	74,19
6	21	1,33	2	0,370	1,85	74,00	1,43	28,88	25,51	76,39
7	21	1,33	2	0,371	1,86	74,20	1,43	28,88	25,51	76,59
7b	21	1,33	2	0,406	2,03	81,20	1,43	29,06	25,54	83,59
9	21	0,75	2	0,114	0,57	22,86	1,43	27,60	14,29	24,21
11	21	0,75	2	0,313	1,57	62,60	1,43	28,59	14,49	63,95
12	21	0,75	2	0,313	1,57	62,60	1,43	28,59	14,49	63,95
13	23	0,75	2	0,225	1,12	44,92	1,43	30,72	15,75	46,27
14	23	0,75	2	0,158	0,79	31,55	1,43	30,39	15,68	32,90
18	21	0,75	2	0,223	1,12	44,60	1,43	28,14	14,40	45,95
19	21	0,75	2	0,223	1,12	44,60	1,43	28,14	14,40	45,95
20	23	0,75	2	0,154	0,77	30,82	1,43	30,37	15,68	32,17
22	21	0,75	2	0,225	1,12	44,92	1,43	28,15	14,40	46,27
23	23	0,75	2	0,114	0,57	22,86	1,43	30,17	15,64	24,21
24	23	0,75	2	0,154	0,77	30,77	1,43	30,37	15,68	32,12
26	31	1,33	2	0,387	1,94	77,42	1,6	46,58	37,49	79,82
27	38	1,33	2	0,407	2,03	81,34	1,3	47,35	45,89	83,74
28	38	1,33	2	0,407	2,03	81,34	1,3	47,35	45,89	83,74
29	31	1,33	2	0,356	1,78	71,19	1,6	46,42	37,46	73,58
30	31	1,33	2	0,387	1,94	77,42	1,6	46,58	37,49	79,82
31	31	1,33	2	0,435	2,17	86,95	1,6	46,81	37,54	89,34
C1	31	1,33	2	0,389	1,94	77,79	1,6	46,58	37,50	80,19
C2	31	1,33	2	0,389	1,94	77,79	1,6	46,58	37,50	80,19
C3	21	0,75	2	0,407	2,03	81,34	1,43	29,06	14,58	82,69
C4	31	1,33	2	0,407	2,03	81,34	1,6	46,67	37,51	83,74
C5	31	1,33	2	0,387	1,94	77,48	1,6	46,58	37,49	79,87
C6	38	1,33	2	0,389	1,94	77,79	1,3	47,26	45,87	80,19
C7	38	1,33	2	0,407	2,03	81,34	1,3	47,35	45,89	83,74
C8	31	1,33	2	0,356	1,78	71,12	1,6	46,42	37,46	73,51
C9	31	1,33	2	0,435	2,17	86,95	1,6	46,81	37,54	89,34
C10	38	1,33	2	0,457	2,28	91,34	1,3	47,60	45,94	93,74
C11	38	1,33	2	0,407	2,03	81,34	1,3	47,35	45,89	83,74
2n(1)	21	0,75	2	0,253	1,27	50,63	1,43	28,29	14,43	51,98
2n(2)	21	0,75	2	0,663	3,31	132,52	1,43	30,34	14,84	133,87
2n(3)	21	0,75	2	0,490	2,45	97,92	1,43	29,47	14,66	99,27
3n	21	1,33	2	0,313	1,56	62,55	1,43	28,59	25,45	64,95
3bn	21	1,33	2	0,406	2,03	81,23	1,43	29,06	25,54	83,62
4n	21	0,75	2	0,114	0,57	22,86	1,43	27,60	14,29	24,21
6bn	21	0,75	2	0,158	0,79	31,55	1,43	27,82	14,33	32,90
7n	38	1,33	2	0,251	1,26	50,28	1,3	46,57	45,74	52,68
12bn	21	0,75	2	0,486	2,43	97,21	1,43	29,46	14,66	98,56
23n	31	1,33	2	0,371	1,86	74,24	1,6	46,50	37,48	76,64
25n	38	1,33	2	0,313	1,56	62,55	1,3	46,02	45,80	64,95
26n	31	1,33	2	0,313	1,56	62,55	1,6	46,20	37,42	64,95
27n	21	0,75	2	0,410	2,05	81,94	1,43	29,08	14,58	83,29
9n	21	0,75	2	0,225	1,12	44,92	1,43	28,15	14,40	46,27
13n	21	0,75	2	0,225	1,12	44,92	1,43	28,15	14,40	46,27

BP	Hintergrund-Gehalt $M_{\text{Gehalt(typ)}}$			Aufnahmerate in die Vegetation M_u			Dichte ρ [g cm ⁻³]	akzeptable vorhabensbedingte Zusatzbelastung $M_{\text{dep(acc)}}$		
	V	Sb	Sn	V	Sb	Sn		V	Sb	Sn
	[mg kg ⁻¹]			[g ha ⁻¹ a ⁻¹]				[g ha ⁻¹ a ⁻¹]		
16bn	23	0,75	2	0,154	0,77	30,77	1,43	30,37	15,68	32,12
30bn	21	0,75	2	0,225	1,12	44,92	1,43	28,15	14,40	46,27
21n	38	1,33	2	0,407	2,03	81,34	1,3	47,35	45,89	83,74
32n	38	1,33	2	0,370	1,85	74,01	1,3	47,17	45,86	76,40
1E	21	0,75	2	0,313	1,56	62,55	1,43	28,59	14,49	63,90
2E	38	0,75	2	0,486	2,43	97,21	1,43	51,34	26,14	98,56
3E	21	0,75	2	0,406	2,03	81,23	1,43	29,06	14,58	82,58
4E	21	0,75	2	0,313	1,56	62,55	1,43	28,59	14,49	63,90
5E	21	0,75	2	0,313	1,56	62,55	1,43	28,59	14,49	63,90
6E	31	1,33	2	0,376	1,88	75,18	1,6	46,52	37,48	77,58
7E	31	1,33	2	0,224	1,12	44,70	1,6	45,76	37,33	47,10

Der typische Hintergrundgehalt von Antimon im Boden beträgt in Deutschland durchschnittlich 0,75-1,33 mg Sb kg⁻¹ Boden je nach Bodenform. Damit liegt die no effect-Schwelle (PNEC) von 37 mg Sb kg⁻¹ Boden (Oorts u. Smolders 2009) deutlich über dem Hintergrundgehalt in Deutschland. Die Erheblichkeitsschwellen, mithin die akzeptablen Antimon-Zusatzdepositionen aus newPark und den Vorhaben Dritter, betragen 3,33-6,82 g Sb ha⁻¹ a⁻¹.

Der typische Hintergrundgehalt von Vanadium im Boden beträgt in Deutschland durchschnittlich 21-38 mg V kg⁻¹ Boden je nach Bodenform. Der einzige bekannte Grenzwert für den V-Gehalt in Böden (Russland) beträgt 150 mg V kg⁻¹ Boden und liegt damit weit über dem Hintergrundgehalt in Deutschland. Die Erheblichkeitsschwellen, mithin die akzeptablen Vanadium-Zusatzdepositionen aus newPark und den Vorhaben Dritter, betragen 91,65-153,33 g V ha⁻¹ a⁻¹.

Zinngehalte wurden nur in Bayern (Median=2 mg/kg für alle Substrate und Nutzungsarten) und in Sachsen (Median=<3 mg/kg für fluviatile Sande und Löss aller Nutzungsarten) gemessen. Eine Hemmung des Wachstums höherer Pflanzen konnte erst bei einer Konzentration von 60 mg Sn kg⁻¹ Boden festgestellt werden (Ashraf et al. 2011). Somit liegt der Hintergrundgehalt weit unterhalb der bekannten Wirkungsschwelle. Die Erheblichkeitsschwellen, mithin die akzeptablen Zinn-Zusatzdepositionen aus newPark und den Vorhaben Dritter, betragen 39,35-141,1 g Sn ha⁻¹ a⁻¹.

10 Hintergrunddepositionen und Depositionen im Plan-Nullfall

10.1 Hintergrunddepositionen

Daten zur Hintergrundbelastung mit Schwermetallen und Staub sind von Herrn Streuber (PeutzConsult 2021) ermittelt worden. Dabei handelt es sich um Messwerte aus den Stationen Datteln – Am Dümmersbach, Dortmunder Rieselfelder und LÜNE 016 in den Jahren 2017-2020.

Die folgende Tab. 38 gibt eine Übersicht über die arithmetischen Mittelwerte der Jahre 2018-2020. Diese Hintergrundbelastungsdaten werden auf alle 61 Beurteilungspunkte angewendet.

Tab. 38: Hintergrunddepositionen von Schwermetallen und Feinstaub als Mittelwert von 3 Messstationen über die Jahre 2018-2020 (PeutzConsult 2021)

Staub (PM2,5/ PM10)	Sb	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Tl	V	Zn	Sn

[mg/m ² *d]	[µg/m ² *d]											
85,11	0,6	0,82	6,82	0,21	5,61	14,08	3,73	0,041	0,03	2,56	42,67	1,52
[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	[g ha ⁻¹ a ⁻¹]											
310,65	2,19	2,99	24,89	0,77	20,48	51,39	13,61	0,15	0,11	9,34	155,75	5,55

Die Belastung der Luft durch Benzol wurde im Jahr 2020 durch das LANUV an 31 Messstellen in NRW gemessen (LANUV 2021a). Die Mehrzahl der Messungen von Benzol erfolgt an Verkehrsstationen (18), daneben gibt es zwei Hintergrundstationen und eine Waldstation. Weitere 10 Messungen wurden im Umfeld von Raffinerien und Kokereien in Bottrop, Gelsenkirchen, Castrop-Rauxel und Köln durchgeführt. Die Jahresmittelwerte liegen in der Spanne zwischen 0,4 µg/m³ (Simmerath (Eifel)) bis 3,7 µg/m³ (Castrop-Rauxel).

2016 betrug die Hintergrundkonzentration von Fluorwasserstoff 0,06 µg m⁻³.

Für Tetrachlorethen gibt es keine Informationen zur Hintergrundbelastung (PeutzConsult 2016).

10.2 Summationsbeiträge aus Vorhaben Dritter

Die Immissionsprognose (PeutzConsult 2021) enthält die aus Vorhaben Dritter kumulativ zu berücksichtigenden maximalen Zusatzdepositionen von Schwermetallen und Staub sowie die maximalen Zusatzkonzentrationen von Schadgasen, die ebenfalls Auswirkungen auf die betrachteten FFH-Gebiete im Wirkraum von newPark Datteln haben werden.

Die Recherchen von Streuber (PeutzConsult 2021) haben ergeben, dass an den LRT-Flächen ausschließlich Depositionen aus dem UNIPER-Kraftwerk Datteln kumulativ zu berücksichtigen sind. Da das Kraftwerk Datteln bereits genehmigt und in Betrieb gegangen ist, werden dessen Depositionen zur Hintergrunddeposition summiert und ergeben somit die korrigierte Vorbelastung.

Aus der Hintergrunddeposition im Mittel der Jahre 2017-2020 (Messwerte der Hintergrundmessstationen des LANUV) und den Summationsbeiträgen ergibt sich an den Beurteilungspunkten folgende Vorbelastungen (vgl. Tab. 39):

Tab. 39: Hintergrunddepositionen bzw. -konzentrationen von Schadgasen, Schwermetallen und Feinstaub sowie maximale Summationsbeiträge zur Zusatzdeposition aus Vorhaben Dritter (PeutzConsult 2021)

	Einheit	Hintergrunddeposition	Zusatz-Deposition KW Datteln (Max)	Gesamt-Vorbelastung (Max)
Staub	[µg/(m ² *d)]	85110	0,078	85110,078
As	[µg/(m ² *d)]	0,82	0,029	0,849
Pb	[µg/(m ² *d)]	6,82	0,25	7,07
Cd	[µg/(m ² *d)]	0,21	0,028	0,238
Ni	[µg/(m ² *d)]	3,73	0,052	3,782
Zn	[µg/(m ² *d)]	42,67	0	42,67
Sb	[µg/(m ² *d)]	0,6	0	0,6
Cr	[µg/(m ² *d)]	5,61	0	5,61
Cu	[µg/(m ² *d)]	14,08	0	14,08
Tl	[µg/(m ² *d)]	0,03	0,014	0,044
V	[µg/(m ² *d)]	2,56	0,021	2,581
Hg	[µg/(m ² *d)]	0,041	0,005	0,046
Sn	[µg/(m ² *d)]	1,52	0,032	1,552

	Einheit	Hintergrunddeposition	Zusatz-Deposition KW Datteln (Max)	Gesamt-Vorbelastung (Max)
C6H6	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	3,7	0	3,7
HF	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	0,06	0,005	0,065

Für Tetrachlorethen (C_2Cl_4) gibt es weder Informationen zur Hintergrundbelastung noch zu Summationsbeiträgen Dritter. Als worst case wird angenommen, dass die zulässige Grenzkonzentration nach TA Luft von $10 \mu\text{g m}^{-3}$ bereits erreicht ist.

11 Überschreitung der Critical Loads und Levels durch die Vorbelastung

Die Bewertung der Belastungen im Planfall erfolgt vorrangig anhand der wirkungsbasierten ökologische Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads und Levels), die standort- und vegetations-spezifisch für die LRT in den FFH-Gebieten ermittelt worden sind. Liegen die wirkungsbasierten Critical Loads/Levels oberhalb der Immissionsgrenzen zum Schutz der Vegetation aus der TA Luft, so erfolgt die Bewertung anhand dieser Immissionsgrenzen der TA Luft.

Wenn weder wirkungsbasierte ökologische Belastbarkeitsgrenzen noch Vorgaben von Grenzwerten in Regelwerken vorliegen, erfolgt die Bewertung der Risiken im Planfall anhand einer Abschätzung der akzeptablen Anreicherungsraten im Vergleich zur normalen Hintergrundbelastung unbelasteter Böden in Deutschland (vgl. Kap. 6.4).

Der Vergleich der Vorbelastung (Hintergrunddeposition + Summationsbeiträge aus Vorhaben Dritter) mit den Critical Loads, Critical Levels und Erheblichkeitsschwellen (vgl. Tab. 40, Tab. 41 und Tab. 41) ergibt folgende mögliche Risiken: rot unterlegt sind die Critical Loads, die bereits deutlich durch die Vorbelastung überschritten sind. Dies betrifft die Critical Loads für Feinstaub (alle Beurteilungspunkte).

Gelb unterlegt sind die Critical Loads, die nur knapp durch die Vorbelastung unterschritten oder unmittelbar erreicht sind. Dies trifft auf Tetrachlorethen (C_2Cl_4) zu, wobei diese Bewertung auf einer Worst-case-Annahme zur Hintergrundbelastung beruht, da keine Daten zur Hintergrunddeposition bekannt sind.

Weißer Felder bedeuten, dass kein Risiko durch die Vorbelastung besteht und für die Kontingierung der Zusatzbelastung aus dem newPark-Areal nur die jeweiligen Critical Loads/Levels oder die Grenzwerte laut TA Luft zu beachten sind. Somit besteht für die Beurteilungspunkte kein akutes Risiko durch die Hintergrundbelastung bei Blei, Cadmium, Quecksilber, Nickel, Arsen, Thallium, Zink, Kupfer, Chrom, Vanadium, Zinn, Benzol und Fluorwasserstoff.

Tab. 40: Vergleich der Hintergrunddepositionen von Schwermetallen 2018-2020 zuzüglich der Summationsbeiträge aus Planvorhaben Dritter mit den Critical Loads [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

BP	Pb		Cd		Hg		Ni		As		Tl		Zn		Cu		Cr	
	CL _{Pb}	Vorbe- las- tung	CL _{Cd}	Vorbe- las- tung	CL _{Hg}	Vorbe- las- tung	CL _{Ni}	Vorbe- las- tung	CL _{As}	Vorbe- las- tung	CL Tl	Vorbe- las- tung	CL _{Zn}	Vorbe- las- tung	CL _{Cu}	Vorbe- las- tung	CL _{Cr}	Vorbe- las- tung
1	38,2	7,07	8,3	0,24	0,33	0,046	191,1	3,782	444,1	0,849	0,46	0,044	197,4	42,67	40,5	14,08	282,3	5,61
2	37,3	7,07	8,0	0,24	0,32	0,046	184,6	3,782	428,5	0,849	0,46	0,044	191,1	42,67	39,4	14,08	272,4	5,61
3	33,1	7,07	8,4	0,24	0,33	0,046	173,0	3,782	398,9	0,849	0,59	0,044	213,2	42,67	37,6	14,08	253,3	5,61
4	23,6	7,07	5,3	0,24	0,31	0,046	142,8	3,782	420,6	0,849	0,43	0,044	137,3	42,67	23,4	14,08	267,3	5,61
6	47,9	7,07	15,6	0,24	0,32	0,046	924,5	3,782	438,8	0,849	0,44	0,044	335,5	42,67	47,1	14,08	277,7	5,61
7	52,2	7,07	15,1	0,24	0,32	0,046	925,4	3,782	438,8	0,849	0,47	0,044	314,7	42,67	48,9	14,08	278,8	5,61
7b	48,7	7,07	15,6	0,24	0,33	0,046	953,1	3,782	452,6	0,849	0,49	0,044	348,4	42,67	48,8	14,08	286,8	5,61
9	22,3	7,07	12,3	0,24	0,15	0,046	714,0	3,782	463,3	0,849	0,14	0,044	276,0	42,67	18,3	14,08	297,4	5,61
11	45,5	7,07	15,0	0,24	0,31	0,046	892,9	3,782	424,1	0,849	0,38	0,044	319,3	42,67	44,7	14,08	268,2	5,61
12	47,8	7,07	14,0	0,24	0,30	0,046	865,0	3,782	410,4	0,849	0,38	0,044	292,5	42,67	44,9	14,08	260,5	5,61
13	23,1	7,07	12,3	0,24	0,19	0,046	712,6	3,782	458,8	0,849	0,27	0,044	292,8	42,67	21,5	14,08	300,6	5,61
14	22,0	7,07	12,0	0,24	0,17	0,046	695,8	3,782	450,0	0,849	0,19	0,044	276,2	42,67	19,2	14,08	291,4	5,61
18	31,7	7,07	8,6	0,24	0,30	0,046	192,4	3,782	455,2	0,849	0,27	0,044	205,6	42,67	36,5	14,08	287,3	5,61
19	28,6	7,07	7,7	0,24	0,28	0,046	171,8	3,782	405,5	0,849	0,27	0,044	185,9	42,67	32,9	14,08	256,1	5,61
20	24,6	7,07	13,4	0,24	0,17	0,046	780,9	3,782	505,8	0,849	0,18	0,044	306,4	42,67	20,8	14,08	326,3	5,61
22	49,5	7,07	17,1	0,24	0,32	0,046	1070,3	3,782	505,8	0,849	0,27	0,044	378,2	42,67	52,9	14,08	330,2	5,61
23	22,4	7,07	12,4	0,24	0,15	0,046	719,6	3,782	466,9	0,849	0,14	0,044	278,0	42,67	18,4	14,08	299,7	5,61
24	22,7	7,07	12,3	0,24	0,17	0,046	717,9	3,782	464,6	0,849	0,18	0,044	283,6	42,67	19,5	14,08	300,4	5,61
26	46,2	7,07	15,4	0,24	0,34	0,046	948,5	3,782	447,4	0,849	0,46	0,044	342,1	42,67	31,4	14,08	283,4	5,61
27	19,9	7,07	5,7	0,24	0,34	0,046	150,7	3,782	447,4	0,849	0,49	0,044	170,0	42,67	23,3	14,08	283,5	5,61
28	19,1	7,07	5,4	0,24	0,33	0,046	142,4	3,782	422,0	0,849	0,49	0,044	162,9	42,67	22,4	14,08	267,6	5,61
29	49,7	7,07	16,9	0,24	0,34	0,046	1017,7	3,782	480,1	0,849	0,43	0,044	360,9	42,67	32,8	14,08	303,6	5,61
30	45,4	7,07	15,1	0,24	0,33	0,046	930,5	3,782	438,8	0,849	0,46	0,044	336,4	42,67	30,9	14,08	278,0	5,61
31	47,4	7,07	15,8	0,24	0,34	0,046	931,9	3,782	438,8	0,849	0,52	0,044	342,1	42,67	32,1	14,08	278,1	5,61

BP	Pb		Cd		Hg		Ni		As		Tl		Zn		Cu		Cr	
	CL _{Pb}	Vorbe- las- tung	CL _{Cd}	Vorbe- las- tung	CL _{Hg}	Vorbe- las- tung	CL _{Ni}	Vorbe- las- tung	CL _{As}	Vorbe- las- tung	CL Tl	Vorbe- las- tung	CL _{Zn}	Vorbe- las- tung	CL _{Cu}	Vorbe- las- tung	CL _{Cr}	Vorbe- las- tung
C1	53,1	7,07	15,8	0,24	0,34	0,046	978,8	3,782	460,9	0,849	0,47	0,044	329,8	42,67	34,3	14,08	292,9	5,61
C2	48,7	7,07	16,3	0,24	0,34	0,046	1007,3	3,782	475,2	0,849	0,47	0,044	361,0	42,67	32,9	14,08	300,9	5,61
C3	50,8	7,07	16,4	0,24	0,34	0,046	1000,7	3,782	475,2	0,849	0,49	0,044	363,7	42,67	50,9	14,08	301,0	5,61
C4	49,0	7,07	16,4	0,24	0,34	0,046	1007,5	3,782	475,2	0,849	0,49	0,044	362,9	42,67	33,3	14,08	301,0	5,61
C5	46,2	7,07	15,4	0,24	0,34	0,046	948,5	3,782	447,4	0,849	0,46	0,044	342,1	42,67	31,4	14,08	283,4	5,61
C6	18,3	7,07	5,2	0,24	0,31	0,046	136,0	3,782	402,9	0,849	0,47	0,044	155,6	42,67	21,4	14,08	255,4	5,61
C7	19,1	7,07	5,4	0,24	0,33	0,046	142,4	3,782	422,0	0,849	0,49	0,044	162,9	42,67	22,4	14,08	267,6	5,61
C8	49,7	7,07	16,9	0,24	0,34	0,046	1017,7	3,782	480,1	0,849	0,43	0,044	360,9	42,67	32,8	14,08	303,6	5,61
C9	45,4	7,07	15,1	0,24	0,33	0,046	884,9	3,782	416,6	0,849	0,52	0,044	327,2	42,67	30,9	14,08	264,1	5,61
C10	22,6	7,07	6,7	0,24	0,36	0,046	158,4	3,782	467,0	0,849	0,55	0,044	181,5	42,67	25,2	14,08	295,9	5,61
C11	20,5	7,07	6,0	0,24	0,35	0,046	157,0	3,782	467,0	0,849	0,49	0,044	175,5	42,67	24,0	14,08	295,8	5,61
2n(1)	31,3	7,07	8,4	0,24	0,30	0,046	186,5	3,782	440,0	0,849	0,30	0,044	203,0	42,67	36,0	14,08	277,9	5,61
2n(2)	39,5	7,07	9,8	0,24	0,38	0,046	198,3	3,782	453,8	0,849	0,80	0,044	254,3	42,67	44,8	14,08	288,7	5,61
2n(3)	41,2	7,07	8,3	0,24	0,35	0,046	191,2	3,782	440,0	0,849	0,59	0,044	201,8	42,67	42,8	14,08	280,6	5,61
3n	50,4	7,07	15,0	0,24	0,31	0,046	922,9	3,782	438,1	0,849	0,38	0,044	311,0	42,67	47,4	14,08	277,9	5,61
3bn	48,6	7,07	15,6	0,24	0,33	0,046	951,7	3,782	451,9	0,849	0,49	0,044	347,9	42,67	48,7	14,08	286,3	5,61
4n	21,7	7,07	11,9	0,24	0,15	0,046	694,4	3,782	450,5	0,849	0,14	0,044	268,9	42,67	17,9	14,08	289,4	5,61
6bn	22,1	7,07	12,0	0,24	0,16	0,046	696,6	3,782	450,5	0,849	0,19	0,044	276,5	42,67	19,2	14,08	291,8	5,61
7n	20,1	7,07	5,0	0,24	0,28	0,046	137,6	3,782	410,4	0,849	0,30	0,044	128,5	42,67	20,5	14,08	260,0	5,61
12bn	25,4	7,07	12,6	0,24	0,26	0,046	724,9	3,782	458,6	0,849	0,58	0,044	338,3	42,67	29,3	14,08	314,7	5,61
23n	52,1	7,07	15,0	0,24	0,32	0,046	921,7	3,782	437,0	0,849	0,45	0,044	313,5	42,67	48,8	14,08	277,7	5,61
25n	21,9	7,07	5,1	0,24	0,30	0,046	138,7	3,782	410,4	0,849	0,38	0,044	131,9	42,67	21,9	14,08	260,5	5,61
26n	47,4	7,07	13,9	0,24	0,30	0,046	856,2	3,782	406,2	0,849	0,38	0,044	289,6	42,67	44,5	14,08	257,9	5,61
27n	37,9	7,07	7,9	0,24	0,32	0,046	183,4	3,782	424,5	0,849	0,49	0,044	191,2	42,67	39,8	14,08	270,1	5,61
9n	29,7	7,07	8,0	0,24	0,29	0,046	178,8	3,782	422,4	0,849	0,27	0,044	192,8	42,67	34,2	14,08	266,7	5,61
13n	31,0	7,07	8,4	0,24	0,30	0,046	187,5	3,782	443,4	0,849	0,27	0,044	201,1	42,67	35,7	14,08	279,9	5,61
16bn	22,8	7,07	12,4	0,24	0,17	0,046	722,2	3,782	467,4	0,849	0,18	0,044	285,1	42,67	19,6	14,08	302,1	5,61

BP	Pb		Cd		Hg		Ni		As		Tl		Zn		Cu		Cr	
	CL _{Pb}	Vorbe- las- tung	CL _{Cd}	Vorbe- las- tung	CL _{Hg}	Vorbe- las- tung	CL _{Ni}	Vorbe- las- tung	CL _{As}	Vorbe- las- tung	CL Tl	Vorbe- las- tung	CL _{Zn}	Vorbe- las- tung	CL _{Cu}	Vorbe- las- tung	CL _{Cr}	Vorbe- las- tung
30bn	28,7	7,07	7,7	0,24	0,28	0,046	171,8	3,782	405,5	0,849	0,27	0,044	186,1	42,67	33,0	14,08	256,1	5,61
21n	19,9	7,07	5,7	0,24	0,34	0,046	150,7	3,782	447,4	0,849	0,49	0,044	170,0	42,67	23,3	14,08	283,5	5,61
32n	19,8	7,07	5,9	0,24	0,32	0,046	144,2	3,782	427,0	0,849	0,44	0,044	160,6	42,67	22,1	14,08	270,3	5,61
1E	48,5	7,07	14,3	0,24	0,30	0,046	879,5	3,782	417,4	0,849	0,38	0,044	297,1	42,67	45,6	14,08	264,9	5,61
2E	41,1	7,07	8,3	0,24	0,35	0,046	191,2	3,782	440,0	0,849	0,58	0,044	201,6	42,67	42,8	14,08	280,6	5,61
3E	48,6	7,07	15,6	0,24	0,33	0,046	951,7	3,782	451,9	0,849	0,49	0,044	347,9	42,67	48,7	14,08	286,3	5,61
4E	50,6	7,07	15,0	0,24	0,31	0,046	927,3	3,782	440,2	0,849	0,38	0,044	312,4	42,67	47,6	14,08	279,2	5,61
5E	50,3	7,07	14,9	0,24	0,31	0,046	920,0	3,782	436,7	0,849	0,38	0,044	310,0	42,67	47,3	14,08	277,0	5,61
6E	23,5	7,07	5,1	0,24	0,31	0,046	136,7	3,782	401,0	0,849	0,45	0,044	132,8	42,67	23,1	14,08	255,1	5,61
7E	16,5	7,07	5,3	0,24	0,28	0,046	135,4	3,782	406,6	0,849	0,27	0,044	138,5	42,67	18,6	14,08	256,7	5,61

Tab. 41: Vergleich der Hintergrunddepositionen bzw. -konzentrationen von Schadgasen und Feinstaub im Jahr 2020 zuzüglich der Summationsbeiträge aus Planvorhaben Dritter (PeutzConsult 2021)

BP	C ₆ H ₆		HF		C ₂ Cl ₄		Feinstaub	
	CLe	Vorbelastung	CLe	Vorbelastung	CLe	Vorbelastung	CL	Vorbelastung
	µg/m ³		µg/m ³		µg/m ³		kg ha ⁻¹ a ⁻¹	
1	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
2	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
3	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
4	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
6	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
7	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
7b	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
9 (=4n)	40	3,7	0,4	0,065	10	10	92,13	85,11
11	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
12 (=7n)	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
13	40	3,7	0,4	0,065	10	10	92,13	85,11
14	40	3,7	0,4	0,065	10	10	92,13	85,11
18	40	3,7	0,4	0,065	10	10	42,61	85,11
19	40	3,7	0,4	0,065	10	10	42,61	85,11
20	40	3,7	0,4	0,065	10	10	92,13	85,11
22	40	3,7	0,4	0,065	10	10	42,61	85,11
23	40	3,7	0,4	0,065	10	10	92,13	85,11
24	40	3,7	0,4	0,065	10	10	92,13	85,11
26	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
27	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
28	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
29	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
30	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
31	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
C1	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
C2	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
C3	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
C4	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
C5	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
C6	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
C7	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
C8	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
C9	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
C10	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
C11	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
2n(1)	40	3,7	0,4	0,065	10	10	42,61	85,11
2n(2)	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
2n(3)	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
3n	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
3bn	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
4n	40	3,7	0,4	0,065	10	10	92,13	85,11
6bn	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
7n	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
12bn	40	3,7	0,4	0,065	10	10	92,13	85,11
23n	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
25n	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
26n	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
27n	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
9n	40	3,7	0,4	0,065	10	10	92,13	85,11
13n	40	3,7	0,4	0,065	10	10	42,61	85,11
16bn	40	3,7	0,4	0,065	10	10	42,61	85,11
30bn	40	3,7	0,4	0,065	10	10	92,13	85,11
21n	40	3,7	0,4	0,065	10	10	42,61	85,11

BP	C ₆ H ₆		HF		C ₂ Cl ₄		Feinstaub	
	CLe	Vorbelastung	CLe	Vorbelastung	CLe	Vorbelastung	CL	Vorbelastung
	µg/m ³		µg/m ³		µg/m ³		kg ha ⁻¹ a ⁻¹	
32n	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
1E	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
2E	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
3E	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
4E	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
5E	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
6E	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11
7E	40	3,7	0,4	0,065	10	10	44,54	85,11

Tab. 42: Vergleich der Vorbelastung von nicht regulierten Schwermetallen Jahr 2012/2014 zu-
zätzlich der Summationsbeiträge aus Planvorhaben Dritter (PeutzConsult 2016) mit
der akzeptable vorhabensbedingte Zusatzdeposition

BP	V		Sb		Sn	
	akzeptable vorhabens- bedingte Zusatzde- position	Vorbelas- tung	akzeptable vorhabens- bedingte Zu- satzdeposi- tion	Vorbelas- tung	akzeptable vorhabensbe- dingte Zusatz- deposition	Vorbelas- tung
	g ha ⁻¹ a ⁻¹	g ha ⁻¹ a ⁻¹	g ha ⁻¹ a ⁻¹	g ha ⁻¹ a ⁻¹	g ha ⁻¹ a ⁻¹	g ha ⁻¹ a ⁻¹
1	28,93	2,58	14,55	0,60	77,35	1,55
2	28,93	2,58	14,55	0,60	77,35	1,55
3	29,48	2,58	14,67	0,60	99,35	1,55
4	41,69	2,58	37,47	0,60	74,19	1,55
6	28,88	2,58	25,51	0,60	76,39	1,55
7	28,88	2,58	25,51	0,60	76,59	1,55
7b	29,06	2,58	25,54	0,60	83,59	1,55
9	27,60	2,58	14,29	0,60	24,21	1,55
11	28,59	2,58	14,49	0,60	63,95	1,55
12	28,59	2,58	14,49	0,60	63,95	1,55
13	30,72	2,58	15,75	0,60	46,27	1,55
14	30,39	2,58	15,68	0,60	32,90	1,55
18	28,14	2,58	14,40	0,60	45,95	1,55
19	28,14	2,58	14,40	0,60	45,95	1,55
20	30,37	2,58	15,68	0,60	32,17	1,55
22	28,15	2,58	14,40	0,60	46,27	1,55
23	30,17	2,58	15,64	0,60	24,21	1,55
24	30,37	2,58	15,68	0,60	32,12	1,55
26	46,58	2,58	37,49	0,60	79,82	1,55
27	47,35	2,58	45,89	0,60	83,74	1,55
28	47,35	2,58	45,89	0,60	83,74	1,55
29	46,42	2,58	37,46	0,60	73,58	1,55
30	46,58	2,58	37,49	0,60	79,82	1,55
31	46,81	2,58	37,54	0,60	89,34	1,55
C1	46,58	2,58	37,50	0,60	80,19	1,55
C2	46,58	2,58	37,50	0,60	80,19	1,55
C3	29,06	2,58	14,58	0,60	82,75	1,55
C4	46,67	2,58	37,51	0,60	83,74	1,55
C5	46,58	2,58	37,49	0,60	79,87	1,55
C6	47,26	2,58	45,87	0,60	80,19	1,55
C7	47,35	2,58	45,89	0,60	83,74	1,55
C8	46,42	2,58	37,46	0,60	73,51	1,55
C9	46,81	2,58	37,54	0,60	89,34	1,55
C10	47,60	2,58	45,94	0,60	93,74	1,55
C11	47,35	2,58	45,89	0,60	83,74	1,55

BP	V		Sb		Sn	
	akzeptable vorhabensbedingte Zusatzdeposition	Vorbelastung	akzeptable vorhabensbedingte Zusatzdeposition	Vorbelastung	akzeptable vorhabensbedingte Zusatzdeposition	Vorbelastung
	g ha ⁻¹ a ⁻¹	g ha ⁻¹ a ⁻¹	g ha ⁻¹ a ⁻¹	g ha ⁻¹ a ⁻¹	g ha ⁻¹ a ⁻¹	g ha ⁻¹ a ⁻¹
2n(1)	28,29	2,58	14,43	0,60	51,98	1,55
2n(2)	30,34	2,58	14,84	0,60	133,87	1,55
2n(3)	29,47	2,58	14,66	0,60	99,27	1,55
3n	28,59	2,58	25,45	0,60	64,95	1,55
3bn	29,06	2,58	25,54	0,60	83,62	1,55
4n	27,60	2,58	14,29	0,60	24,21	1,55
6bn	27,82	2,58	14,33	0,60	32,90	1,55
7n	46,57	2,58	45,74	0,60	52,68	1,55
12bn	29,46	2,58	14,66	0,60	98,56	1,55
23n	46,50	2,58	37,48	0,60	76,64	1,55
25n	46,02	2,58	45,80	0,60	64,95	1,55
26n	46,20	2,58	37,42	0,60	64,95	1,55
27n	29,08	2,58	14,58	0,60	83,29	1,55
9n	28,15	2,58	14,40	0,60	46,27	1,55
13n	28,15	2,58	14,40	0,60	46,27	1,55
16bn	30,37	2,58	15,68	0,60	32,12	1,55
30bn	28,15	2,58	14,40	0,60	46,27	1,55
21n	47,35	2,58	45,89	0,60	83,74	1,55
32n	47,17	2,58	45,86	0,60	76,40	1,55
1E	28,59	2,58	14,49	0,60	63,90	1,55
2E	51,34	2,58	26,14	0,60	98,56	1,55
3E	29,06	2,58	14,58	0,60	82,58	1,55
4E	28,59	2,58	14,49	0,60	63,90	1,55
5E	28,59	2,58	14,49	0,60	63,90	1,55
6E	46,52	2,58	37,48	0,60	77,58	1,55
7E	45,76	2,58	37,33	0,60	47,10	1,55

12 Kontingentierung der Zusatzbelastungen

Anhand der jeweils zutreffenden Beurteilungswerte sind die Immissionskontingente für newPark Datteln nach folgenden Regeln und Bedingungen zu berechnen:

Zu berücksichtigen ist neben dem Kontingent für den newPark Datteln auch ein vorsorglich bereit zu haltendes Kontingent für newPark Waltrop und weitere zukünftige Vorhaben, deren Planungsstand zwar noch nicht verfestigt ist, die man aber nicht durch die Realisierung von newPark Datteln unmöglich machen darf.

Das insgesamt zur Verfügung stehende Kontingent soll daher nur zu 60% durch newPark Datteln ausgeschöpft werden dürfen.

Die Kontingentierung erfolgt nach folgenden Bedingungen:

1. Wenn der Grenzwert nach TA Luft (2021) größer ist als die Vorbelastung und der Grenzwert nach TA Luft kleiner ist als der Critical Load bzw. Critical Level CL(M), dann gilt:
 $0,6 \cdot (\text{TA-Luft-Grenzwert} - \text{Vorbelastung}) = \text{max. zusätzliches Depositionskontingent für newPark Datteln}$
(vgl. Tab. 43 und Tab. 44, orange hinterlegt)

2. Wenn der Grenzwert nach TA Luft (2021) größer ist als der Critical Load bzw. Critical Level CL(M), aber die Vorbelastung kleiner als der Critical Load bzw. Critical Level CL(M) ist, dann gilt:
 $0,6 (CL(M) - \text{Vorbelastung}) = \text{Max. zusätzliches Depositionskontingent für newPark Datteln}$
(vgl. Tab. 43 und Tab. 44, gelb hinterlegt)
3. Wenn kein Grenzwert nach TA Luft (2021) gegeben ist (vgl. Kap. 6.1) und Vorbelastung kleiner ist als der Critical Load bzw. Critical Level CL(M), dann gilt:
 $0,6 (CL(M) - \text{Vorbelastung}) = \text{Max. zusätzliches Depositionskontingent für newPark Datteln}$
(vgl. Tab. 45, braun hinterlegt)
4. Wenn kein Grenzwert nach TA Luft (2021) gegeben ist (vgl. Kap. 6.1) und die Vorbelastung gleich oder größer ist als der Critical Load bzw. Critical Level CL(M), dann gilt:
 $0,6 \text{ Erheblichkeitsschwelle (ES(M))} = \text{Max. zusätzliches Depositionskontingent für newPark Datteln}$
(vgl. Tab. 43 und Tab. 44, blau hinterlegt)
5. Wenn die Vorbelastung größer oder gleich dem Critical Load bzw. Critical Level CL(M) und Critical Load bzw. Critical Level CL(M) kleiner als der Grenzwert nach TA Luft (2021) sind, dann gilt:
 $0,6 \text{ Erheblichkeitsschwelle (ES(M))} = \text{Max. zusätzliches Depositionskontingent für newPark Datteln}$
(vgl. Tab. 43 und Tab. 44, blau hinterlegt)
6. Wenn die Vorbelastung größer oder gleich dem Critical Load bzw. Critical Level CL(M) ist und die Erheblichkeitsschwelle (ES(M)) größer als der Grenzwert nach TA Luft (2021) ist, dann gilt:
 $0,6 * \text{Grenzwert nach TA Luft} = \text{Max. zusätzliches Depositionskontingent für newPark Datteln}$
(nicht zutreffend)
7. Da entsprechend BBodSchG für bisher nicht regulierte Metalle als Vorsorgewert eine akzeptable unschädliche Zusatzdeposition im Sinne einer Erheblichkeitsschwelle *vorhabensbezogen* angewendet werden soll (vgl. Kap. 6.4), gilt für V, Sb und Sn:
 $\text{Erheblichkeitsschwelle (ES(M))} = \text{Max. zusätzliches Depositionskontingent für newPark Datteln}$
(vgl. Tab. 45 grau hinterlegt)

Tab. 43: Beurteilungswerte an den Beurteilungspunkten für die Schadstoffe, für die ein Grenzwert nach TA Luft (vgl. Kap. 6.1) und ein Critical Load mit Erheblichkeitsschwelle (vgl. Kap. 6.3) gilt (Erläuterung der farblichen Markierungen im Text) sowie die resultierenden Kontingente

Beurteilungspunkt	Pb			Cd			Hg			Ni			As			Tl			Feinstaub									
	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbela- stung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbela- stung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbela- stung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbela- stung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbela- stung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbela- stung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent				
	[µg m ⁻² d ⁻¹]																											
1	100	31,2	0,8	18,7	2	8,0	0,17	0,96	1	0,28	0,007	0,2	15	187	6	8,96	4	443	13	1,6	2	0,41	0,014	0,20	350000	-11114	1220	1220
2	100	30,2	0,6	18,1	2	7,7	0,16	0,96	1	0,27	0,006	0,2	15	185	6	8,96	4	428	13	1,6	2	0,41	0,014	0,20	350000	-11114	1220	1220
3	100	26,0	0,5	15,6	2	8,1	0,17	0,96	1	0,28	0,007	0,2	15	173	5	8,96	4	398	12	1,6	2	0,54	0,018	0,28	350000	-11114	1220	1220
4	100	16,5	0,3	9,9	2	5,0	0,11	0,96	1	0,27	0,006	0,2	15	143	4	8,96	4	420	13	1,6	2	0,39	0,013	0,19	350000	-11114	1220	1220
6	100	40,8	0,8	24,5	2	15,4	0,31	0,96	1	0,28	0,006	0,2	15	924	28	8,96	4	438	13	1,6	2	0,40	0,013	0,20	350000	-11114	1220	1220
7	100	45,2	0,9	27,1	2	14,8	0,30	0,96	1	0,28	0,006	0,2	15	925	28	8,96	4	438	13	1,6	2	0,43	0,014	0,21	350000	-11114	1220	1220
7b	100	41,6	0,8	25,0	2	15,4	0,31	0,96	1	0,29	0,007	0,2	15	953	29	8,96	4	452	14	1,6	2	0,44	0,015	0,22	350000	-11114	1220	1220
9	100	15,2	0,3	9,1	2	12,0	0,25	0,96	1	0,11	0,003	0,1	15	714	21	8,96	4	462	14	1,6	2	0,09	0,004	0,01	350000	1923	2524	1154
11	100	38,4	0,8	23,1	2	14,7	0,30	0,96	1	0,26	0,006	0,2	15	893	27	8,96	4	423	13	1,6	2	0,33	0,011	0,15	350000	-11114	1220	1220
12	100	40,8	0,8	24,5	2	13,8	0,28	0,96	1	0,25	0,006	0,2	15	865	26	8,96	4	410	12	1,6	2	0,33	0,011	0,15	350000	-11114	1220	1220
13	100	16,0	0,3	9,6	2	12,0	0,25	0,96	1	0,14	0,004	0,1	15	713	21	8,96	4	458	14	1,6	2	0,23	0,008	0,09	350000	1923	2524	1154
14	100	15,0	0,3	9,0	2	11,7	0,24	0,96	1	0,12	0,003	0,1	15	696	21	8,96	4	449	13	1,6	2	0,15	0,006	0,04	350000	1923	2524	1154
18	100	24,6	0,5	14,8	2	8,4	0,17	0,96	1	0,26	0,006	0,2	15	192	6	8,96	4	454	14	1,6	2	0,22	0,008	0,09	350000	-11645	1167	1167
19	100	21,6	0,4	12,9	2	7,5	0,15	0,96	1	0,23	0,006	0,1	15	172	5	8,96	4	405	12	1,6	2	0,22	0,008	0,09	350000	-11645	1167	1167
20	100	17,5	0,3	10,5	2	13,2	0,27	0,96	1	0,12	0,003	0,1	15	781	23	8,96	4	505	15	1,6	2	0,14	0,006	0,04	350000	1923	2524	1154
22	100	42,5	0,8	25,5	2	16,8	0,34	0,96	1	0,28	0,006	0,2	15	1070	32	8,96	4	505	15	1,6	2	0,23	0,008	0,09	350000	-11645	1167	1167
23	100	15,4	0,3	9,2	2	12,1	0,25	0,96	1	0,11	0,003	0,1	15	720	22	8,96	4	466	14	1,6	2	0,09	0,004	0,01	350000	1923	2524	1154
24	100	15,6	0,3	9,4	2	12,1	0,25	0,96	1	0,12	0,003	0,1	15	718	22	8,96	4	464	14	1,6	2	0,14	0,006	0,04	350000	1923	2524	1154
26	100	39,1	0,8	23,5	2	15,2	0,31	0,96	1	0,29	0,007	0,2	15	949	28	8,96	4	447	13	1,6	2	0,42	0,014	0,21	350000	-11114	1220	1220
27	100	12,8	0,3	7,7	2	5,5	0,11	0,96	1	0,29	0,007	0,2	15	151	5	8,96	4	447	13	1,6	2	0,44	0,015	0,22	350000	-11114	1220	1220
28	100	12,1	0,2	7,2	2	5,2	0,11	0,96	1	0,28	0,007	0,2	15	142	4	8,96	4	421	13	1,6	2	0,44	0,015	0,22	350000	-11114	1220	1220
29	100	42,6	0,9	25,6	2	16,7	0,34	0,96	1	0,29	0,007	0,2	15	1018	31	8,96	4	479	14	1,6	2	0,38	0,013	0,19	350000	-11114	1220	1220
30	100	38,3	0,8	23,0	2	14,9	0,30	0,96	1	0,29	0,007	0,2	15	931	28	8,96	4	438	13	1,6	2	0,42	0,014	0,21	350000	-11114	1220	1220
31	100	40,3	0,8	24,2	2	15,6	0,32	0,96	1	0,30	0,007	0,2	15	932	28	8,96	4	438	13	1,6	2	0,48	0,016	0,24	350000	-11114	1220	1220
C1	100	46,0	0,9	27,6	2	15,6	0,32	0,96	1	0,29	0,007	0,2	15	979	29	8,96	4	460	14	1,6	2	0,42	0,014	0,21	350000	-11114	1220	1220

Beurteilungspunkt	Pb			Cd			Hg			Ni			As			Tl			Feinstaub									
	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent				
	[µg m ⁻² d ⁻¹]																											
C2	100	41,6	0,8	25,0	2	16,1	0,33	0,96	1	0,29	0,007	0,2	15	1007	30	8,96	4	474	14	1,6	2	0,42	0,014	0,21	350000	-11114	1220	1220
C3	100	43,7	0,9	26,2	2	16,2	0,33	0,96	1	0,30	0,007	0,2	15	1001	30	8,96	4	474	14	1,6	2	0,44	0,015	0,22	350000	-11114	1220	1220
C4	100	41,9	0,8	25,1	2	16,1	0,33	0,96	1	0,30	0,007	0,2	15	1008	30	8,96	4	474	14	1,6	2	0,44	0,015	0,22	350000	-11114	1220	1220
C5	100	39,1	0,8	23,5	2	15,2	0,31	0,96	1	0,29	0,007	0,2	15	949	28	8,96	4	447	13	1,6	2	0,42	0,014	0,21	350000	-11114	1220	1220
C6	100	11,2	0,2	6,7	2	5,0	0,10	0,96	1	0,27	0,006	0,2	15	136	4	8,96	4	402	12	1,6	2	0,42	0,014	0,21	350000	-11114	1220	1220
C7	100	12,1	0,2	7,2	2	5,2	0,11	0,96	1	0,28	0,007	0,2	15	142	4	8,96	4	421	13	1,6	2	0,44	0,015	0,22	350000	-11114	1220	1220
C8	100	42,6	0,9	25,6	2	16,7	0,34	0,96	1	0,29	0,007	0,2	15	1018	31	8,96	4	479	14	1,6	2	0,38	0,013	0,19	350000	-11114	1220	1220
C9	100	38,3	0,8	23,0	2	14,8	0,30	0,96	1	0,28	0,007	0,2	15	885	27	8,96	4	416	12	1,6	2	0,48	0,016	0,24	350000	-11114	1220	1220
C10	100	15,5	0,3	9,3	2	6,4	0,13	0,96	1	0,31	0,007	0,2	15	158	5	8,96	4	466	14	1,6	2	0,50	0,016	0,26	350000	-11114	1220	1220
C11	100	13,4	0,3	8,1	2	5,7	0,12	0,96	1	0,30	0,007	0,2	15	157	5	8,96	4	466	14	1,6	2	0,44	0,015	0,22	350000	-11114	1220	1220
2n(1)	100	24,2	0,5	14,5	2	8,2	0,17	0,96	1	0,25	0,006	0,2	15	187	6	8,96	4	439	13	1,6	2	0,26	0,009	0,11	350000	-11645	1167	1167
2n(2)	100	32,5	0,6	19,5	2	9,6	0,20	0,96	1	0,34	0,008	0,2	15	198	6	8,96	4	453	14	1,6	2	0,75	0,024	0,41	350000	-11114	1220	1220
2n(3)	100	34,2	0,7	20,5	2	8,1	0,17	0,96	1	0,30	0,007	0,2	15	191	6	8,96	4	439	13	1,6	2	0,54	0,018	0,28	350000	-11114	1220	1220
3n	100	43,4	0,9	26,0	2	14,7	0,30	0,96	1	0,26	0,006	0,2	15	923	28	8,96	4	437	13	1,6	2	0,33	0,011	0,15	350000	-11114	1220	1220
3bn	100	41,5	0,8	24,9	2	15,4	0,31	0,96	1	0,29	0,007	0,2	15	952	29	8,96	4	451	14	1,6	2	0,44	0,015	0,22	350000	-11114	1220	1220
4n	100	14,6	0,3	8,8	2	11,7	0,24	0,96	1	0,11	0,003	0,1	15	694	21	8,96	4	450	14	1,6	2	0,09	0,004	0,01	350000	1923	2524	1154
6bn	100	15,0	0,3	9,0	2	11,7	0,24	0,96	1	0,12	0,003	0,1	15	697	21	8,96	4	450	14	1,6	2	0,15	0,006	0,04	350000	-11114	1220	1220
7n	100	13,0	0,3	7,8	2	4,8	0,10	0,96	1	0,24	0,006	0,1	15	138	4	8,96	4	410	12	1,6	2	0,26	0,009	0,11	350000	-11114	1220	1220
12bn	100	18,3	0,4	11,0	2	12,3	0,25	0,96	1	0,22	0,005	0,1	15	725	22	8,96	4	458	14	1,6	2	0,54	0,017	0,28	350000	1923	2524	1154
23n	100	45,0	0,9	27,0	2	14,8	0,30	0,96	1	0,27	0,006	0,2	15	922	28	8,96	4	436	13	1,6	2	0,40	0,013	0,20	350000	-11114	1220	1220
25n	100	14,8	0,3	8,9	2	4,9	0,10	0,96	1	0,25	0,006	0,2	15	139	4	8,96	4	410	12	1,6	2	0,33	0,011	0,15	350000	-11114	1220	1220
26n	100	40,4	0,8	24,2	2	13,7	0,28	0,96	1	0,25	0,006	0,1	15	856	26	8,96	4	405	12	1,6	2	0,33	0,011	0,15	350000	-11114	1220	1220
27n	100	30,8	0,6	18,5	2	7,7	0,16	0,96	1	0,28	0,006	0,2	15	183	6	8,96	4	424	13	1,6	2	0,45	0,015	0,22	350000	-11114	1220	1220
9n	100	22,6	0,5	13,6	2	7,8	0,16	0,96	1	0,24	0,006	0,1	15	179	5	8,96	4	422	13	1,6	2	0,23	0,008	0,09	350000	1923	2524	1154
13n	100	23,9	0,5	14,3	2	8,1	0,17	0,96	1	0,25	0,006	0,1	15	188	6	8,96	4	443	13	1,6	2	0,23	0,008	0,09	350000	-11645	1167	1167
16bn	100	15,7	0,3	9,4	2	12,2	0,25	0,96	1	0,12	0,003	0,1	15	722	22	8,96	4	467	14	1,6	2	0,14	0,006	0,04	350000	-11645	1167	1167
30bn	100	21,6	0,4	13,0	2	7,5	0,15	0,96	1	0,23	0,006	0,1	15	172	5	8,96	4	405	12	1,6	2	0,23	0,008	0,09	350000	1923	2524	1154

Beurteilungspunkt	Pb				Cd				Hg				Ni				As				Tl				Feinstaub			
	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	TA Luft	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent
	[µg m ⁻² d ⁻¹]																											
21n	100	12,8	0,3	7,7	2	5,5	0,11	0,96	1	0,29	0,007	0,2	15	151	5	8,96	4	447	13	1,6	2	0,44	0,015	0,22	350000	-11645	1167	1167
32n	100	12,7	0,3	7,6	2	5,7	0,12	0,96	1	0,27	0,006	0,2	15	144	4	8,96	4	426	13	1,6	2	0,40	0,013	0,20	350000	-11114	1220	1220
1E	100	41,4	0,8	24,8	2	14,0	0,29	0,96	1	0,25	0,006	0,2	15	879	26	8,96	4	417	13	1,6	2	0,33	0,011	0,15	350000	-11114	1220	1220
2E	100	34,1	0,7	20,4	2	8,1	0,17	0,96	1	0,30	0,007	0,2	15	191	6	8,96	4	439	13	1,6	2	0,54	0,017	0,28	350000	-11114	1220	1220
3E	100	41,5	0,8	24,9	2	15,4	0,31	0,96	1	0,29	0,007	0,2	15	952	29	8,96	4	451	14	1,6	2	0,44	0,015	0,22	350000	-11114	1220	1220
4E	100	43,6	0,9	26,1	2	14,8	0,30	0,96	1	0,26	0,006	0,2	15	927	28	8,96	4	439	13	1,6	2	0,33	0,011	0,15	350000	-11114	1220	1220
5E	100	43,2	0,9	25,9	2	14,7	0,30	0,96	1	0,26	0,006	0,2	15	920	28	8,96	4	436	13	1,6	2	0,33	0,011	0,15	350000	-11114	1220	1220
6E	100	16,4	0,3	9,8	2	4,8	0,10	0,96	1	0,26	0,006	0,2	15	137	4	8,96	4	400	12	1,6	2	0,41	0,014	0,20	350000	-11114	1220	1220
7E	100	9,5	0,2	5,7	2	5,1	0,11	0,96	1	0,23	0,006	0,1	15	135	4	8,96	4	406	12	1,6	2	0,22	0,008	0,09	350000	-11114	1220	1220

Tab. 44: Beurteilungswerte an den Beurteilungspunkten für die Schadstoffe, für die ein Grenzwert nach TA Luft (vgl. Kap. 6.1) und ein Critical Level mit Erheblichkeitsschwelle (vgl. Kap. 6.3) gilt sowie die resultierenden Kontingente (Erläuterung der Farben im Text)

Beurteilungspunkt	C ₆ H ₆				HF				C ₂ Cl ₄			
	CLe(phyto)	Diff. CLe abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	TA Luft	Diff. CLe abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	CLe(phyto)	Diff. CLe abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent
	µg/m ³											
Alle BP	40	36,3	0,8	21,78	0,4	0,335	0,012	0,201	10	0	0,3	0,3

Tab. 45: Beurteilungswerte an den Beurteilungspunkten für die Schadstoffe, für die ein Critical Load bzw. eine Erheblichkeitsschwelle (vgl. Kap. 6.3) gilt sowie die resultierenden Kontingente (Erläuterung der Farben im Text)

Beurteilungspunkt	Zn			Cu			Cr			V	Sb	Sn
	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitsschwelle	Zusatz-Kontingent	vorhabensbezogene Erheblichkeitsschwelle = Zusatz-Kontingent		
[µg m ⁻² d ⁻¹]												
1	154,70	5,92	154,70	26,43	1,22	26,43	276,66	8,47	276,66	28,93	14,55	77,35
2	148,48	5,73	148,48	25,32	1,18	25,32	266,82	8,17	266,82	28,93	14,55	77,35
3	170,51	6,40	170,51	23,50	1,13	23,50	247,68	7,60	247,68	29,48	14,67	99,35
4	94,67	4,12	94,67	9,33	0,70	9,33	261,70	8,02	261,70	41,69	37,47	74,19
6	292,84	10,07	292,84	33,02	1,41	33,02	272,12	8,33	272,12	28,88	25,51	76,39
7	272,02	9,44	272,02	34,83	1,47	34,83	273,23	8,37	273,23	28,88	25,51	76,59
7b	305,68	10,45	305,68	34,70	1,46	34,70	281,14	8,60	281,14	29,06	25,54	83,59
9	233,28	8,28	233,28	4,21	0,55	4,21	291,79	8,92	291,79	27,60	14,29	24,21
11	276,63	9,58	276,63	30,59	1,34	30,59	262,60	8,05	262,60	28,59	14,49	63,95
12	249,79	8,77	249,79	30,85	1,35	30,85	254,93	7,82	254,93	28,59	14,49	63,95
13	250,10	8,78	250,10	7,38	0,64	7,38	295,02	9,02	295,02	30,72	15,75	46,27
14	233,54	8,29	233,54	5,09	0,58	5,09	285,82	8,74	285,82	30,39	15,68	32,90
18	162,96	6,17	162,96	22,38	1,09	22,38	281,68	8,62	281,68	28,14	14,40	45,95
19	143,24	5,58	143,24	18,87	0,99	18,87	250,44	7,68	250,44	28,14	14,40	45,95
20	263,73	9,19	263,73	6,77	0,63	6,77	320,68	9,79	320,68	30,37	15,68	32,17
22	335,52	11,35	335,52	38,78	1,59	38,78	324,56	9,90	324,56	28,15	14,40	46,27
23	235,33	8,34	235,33	4,33	0,55	4,33	294,11	8,99	294,11	30,17	15,64	24,21
24	240,91	8,51	240,91	5,44	0,59	5,44	294,77	9,01	294,77	30,37	15,68	32,12
26	299,45	10,26	299,45	17,32	0,94	17,32	277,78	8,50	277,78	46,58	37,49	79,82
27	127,34	5,10	127,34	9,19	0,70	9,19	277,89	8,51	277,89	47,35	45,89	83,74

Beurteilungspunkt	Zn			Cu			Cr			V	Sb	Sn
	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitschwelle	Zusatzkontingent	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitschwelle	Zusatzkontingent	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitschwelle	Zusatzkontingent	vorhabensbezogene Erheblichkeitschwelle = Zusatzkontingent		
	[µg m ⁻² d ⁻¹]											
28	120,27	4,89	120,27	8,30	0,67	8,30	261,96	8,03	261,96	47,35	45,89	83,74
29	318,23	10,83	318,23	18,75	0,99	18,75	298,01	9,11	298,01	46,42	37,46	73,58
30	293,74	10,09	293,74	16,86	0,93	16,86	272,41	8,34	272,41	46,58	37,49	79,82
31	299,47	10,26	299,47	18,02	0,96	18,02	272,49	8,34	272,49	46,81	37,54	89,34
C1	287,17	9,90	287,17	20,22	1,03	20,22	287,30	8,79	287,30	46,58	37,50	80,19
C2	318,29	10,83	318,29	18,87	0,99	18,87	295,30	9,03	295,30	46,58	37,50	80,19
C3	320,99	10,91	320,99	36,78	1,53	36,78	295,41	9,03	295,41	29,06	14,58	82,75
C4	320,25	10,89	320,25	19,20	1,00	19,20	295,40	9,03	295,40	46,67	37,51	83,74
C5	299,48	10,26	299,48	17,33	0,94	17,33	277,78	8,50	277,78	46,58	37,49	79,87
C6	112,94	4,67	112,94	7,30	0,64	7,30	249,81	7,66	249,81	47,26	45,87	80,19
C7	120,27	4,89	120,27	8,30	0,67	8,30	261,96	8,03	261,96	47,35	45,89	83,74
C8	318,20	10,83	318,20	18,75	0,98	18,75	298,01	9,11	298,01	46,42	37,46	73,51
C9	284,58	9,82	284,58	16,82	0,93	16,82	258,50	7,92	258,50	46,81	37,54	89,34
C10	138,83	5,45	138,83	11,10	0,76	11,10	290,29	8,88	290,29	47,60	45,94	93,74
C11	132,81	5,26	132,81	9,88	0,72	9,88	290,21	8,87	290,21	47,35	45,89	83,74
2n(1)	160,30	6,09	160,30	21,88	1,08	21,88	272,27	8,34	272,27	28,29	14,43	51,98
2n(2)	211,65	7,63	211,65	30,69	1,34	30,69	283,11	8,66	283,11	30,34	14,84	133,87
2n(3)	159,16	6,05	159,16	28,76	1,29	28,76	274,99	8,42	274,99	29,47	14,66	99,27
3n	268,31	9,33	268,31	33,37	1,42	33,37	272,31	8,34	272,31	28,59	25,45	64,95
3bn	305,23	10,44	305,23	34,64	1,46	34,64	280,71	8,59	280,71	29,06	25,54	83,62
4n	226,21	8,07	226,21	3,80	0,54	3,80	283,75	8,68	283,75	27,60	14,29	24,21
6bn	233,82	8,29	233,82	5,11	0,58	5,11	286,14	8,75	286,14	27,82	14,33	32,90
7n	85,86	3,86	85,86	6,40	0,61	6,40	254,42	7,80	254,42	46,57	45,74	52,68

Beurteilungspunkt	Zn			Cu			Cr			V	Sb	Sn
	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitschwelle	Zusatzkontingent	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitschwelle	Zusatzkontingent	Diff. CL abzügl. Vorbelastung	Erheblichkeitschwelle	Zusatzkontingent	vorhabensbezogene Erheblichkeitschwelle = Zusatzkontingent		
	[µg m ⁻² d ⁻¹]											
12bn	295,58	10,15	295,58	15,20	0,88	15,20	309,09	9,44	309,09	29,46	14,66	98,56
23n	270,85	9,41	270,85	34,67	1,46	34,67	272,14	8,33	272,14	46,50	37,48	76,64
25n	89,27	3,96	89,27	7,87	0,66	7,87	254,93	7,82	254,93	46,02	45,80	64,95
26n	246,96	8,69	246,96	30,46	1,34	30,46	252,29	7,74	252,29	46,20	37,42	64,95
27n	148,54	5,74	148,54	25,75	1,19	25,75	264,54	8,10	264,54	29,08	14,58	83,29
9n	150,12	5,78	150,12	20,09	1,03	20,09	261,07	8,00	261,07	28,15	14,40	46,27
13n	158,46	6,03	158,46	21,58	1,07	21,58	274,27	8,40	274,27	28,15	14,40	46,27
16bn	242,46	8,55	242,46	5,53	0,59	5,53	296,53	9,06	296,53	30,37	15,68	32,12
30bn	143,42	5,58	143,42	18,90	0,99	18,90	250,45	7,68	250,45	28,15	14,40	46,27
21n	127,34	5,10	127,34	9,19	0,70	9,19	277,89	8,51	277,89	47,35	45,89	83,74
32n	117,96	4,82	117,96	8,04	0,66	8,04	264,70	8,11	264,70	47,17	45,86	76,40
1E	254,41	8,91	254,41	31,48	1,37	31,48	259,28	7,95	259,28	28,59	14,49	63,90
2E	158,96	6,05	158,96	28,68	1,28	28,68	274,96	8,42	274,96	51,34	26,14	98,56
3E	305,23	10,44	305,23	34,64	1,46	34,64	280,71	8,59	280,71	29,06	14,58	82,58
4E	269,72	9,37	269,72	33,56	1,43	33,56	273,63	8,38	273,63	28,59	14,49	63,90
5E	267,37	9,30	267,37	33,24	1,42	33,24	271,43	8,31	271,43	28,59	14,49	63,90
6E	90,14	3,98	90,14	9,05	0,69	9,05	249,52	7,65	249,52	46,52	37,48	77,58
7E	95,85	4,16	95,85	4,52	0,56	4,52	251,11	7,70	251,11	45,76	37,33	47,10

13 Zusammenfassung

Die newPark Planungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH plant in Datteln die Entwicklung des Industrieareals newPark. Das Kernziel der Planung besteht in der Entstehung eines Standortes für flächenintensive industrielle Großvorhaben.

Dazu sollte die Verträglichkeit in den nahe gelegenen FFH-Gebieten „Lippeaue“, „Teilabschnitte Lippe - Unna, Hamm, Soest, Warendorf“, „In den Kämpen, Im Mersche, Langerner Hufeisen“ und „Wälder bei Cappenberg“ durch die Entwicklung eines emissionsarmen Standortes hergestellt werden. Emittierende Betriebe mit einem Emissionsverhalten der Abstandsklassen I und II des Abstandserlasses NRW sollen ausgeschlossen werden.

Ein entsprechendes Gutachten zur Vermeidung erheblicher Beeinträchtigungen von FFH-Lebensraumtypen durch Schwermetalle, Feinstaub und ausgewählte Schadgase ist von ÖKO-DATA mit Stand vom 21.3.2016 bereits vorgelegt worden.

Nunmehr ist es notwendig geworden, die Critical Loads-Berechnung für die FFH-LRT im potenziellen Wirkraum des Vorhabens newPark zu aktualisieren.

Das Ziel des vorliegenden Projektes war die Prüfung der Vermeidbarkeit erheblicher Auswirkungen der Einträge von Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Quecksilber, Thallium, Zink, Kupfer, Chrom, Antimon, Vanadium, Zinn, Benzol, Fluorwasserstoff, Tetrachlorethen und Feinstaub (PM10 und PM2,5) aus dem Betrieb im Industriegebiet newPark Datteln auf die Erhaltungsziele der FFH-Gebiete „Lippeaue“, „Teilabschnitte Lippe - Unna, Hamm, Soest, Warendorf“, „In den Kämpen, Im Mersche, Langerner Hufeisen“ und „Wälder bei Cappenberg“.

Da zum Zeitpunkt der Planung des Industrieareals newPark noch nicht bekannt sein wird, welche Betriebe sich ansiedeln werden, kann eine vorhabenbezogene Prognose von Luftschadstoffemissionen nicht durchgeführt werden. Deshalb sollen in diesem Gutachten die kritischen Schadstoffdepositionen in den FFH-Lebensräumen aktuell ermittelt werden, aus denen sich im Nachgang die Emissionskontingente für die Anlagen im newPark berechnen lassen.

Innerhalb des Betrachtungsgebietes wurden hierzu die ökosystemaren Belastbarkeitsgrenzen („Critical Load“) für die Schwermetalle Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Quecksilber, Thallium, Zink, Kupfer und Chrom standortspezifisch für 61 Beurteilungspunkte (BP), die repräsentativ sind für alle vorkommenden Ausprägungsformen der FFH-Lebensraumtypen in diesen FFH-Gebieten, ermittelt.

Desweiteren sollten Schwellenwerte für die Konzentrationen von Benzol, Fluorwasserstoff und Tetrachlorethen (Critical Levels) ermittelt werden, die eine erhebliche Beeinträchtigung der charakteristischen Vegetation der FFH-LRT ausschließen.

Für Antimon, Vanadium und Zinn waren Aussagen über das zu erwartende Risiko einer erheblichen Beeinträchtigung zu treffen.

Gleichzeitig waren mögliche Auswirkungen von Feinstaub (PM10 und PM2,5) zu ermitteln und Belastbarkeitsgrenzen abzuschätzen.

Die Critical Load-Berechnung hat für die 61 Beurteilungspunkte in den FFH-Lebensräumen der genannten FFH-Gebiete Wertespannen für Quecksilber von $0,15 - 0,38 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Cadmium von $5 - 17,1 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Blei von $16,5 - 53,1 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Arsen von $399-506 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Nickel von $135 - 1070 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Thallium von $0,14 - 0,8 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Zink von $129 - 378 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Kupfer von $18 - 53 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und für Chrom von $253 - 330 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, ergeben. Die kritischen Eintragsraten für nicht toxischen Feinstaub (PM10 incl. PM2,5) liegen zwischen $42,6$ und $92,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die für die gasförmigen Schadstoffe ermittelten Critical Levels betragen für Fluorwasserstoff $0,4 \text{ } \mu\text{g HF m}^{-3}$, für Benzol $40 \text{ } \mu\text{g C}_6\text{H}_6 \text{ m}^{-3}$ und für Tetrachlorethen $10 \text{ } \mu\text{g C}_2\text{Cl}_4 \text{ m}^{-3}$.

Für Schadstoffe, für die noch keine Immissionsgrenzwerte oder sonstigen Vorsorgewerte festgelegt oder vorgeschlagen sind und für die auch bisher keine wirkungsbezogenen ökologischen Belastbarkeitsgrenzen hergeleitet werden können, sind die laut Bundesbodenschutzverordnung akzeptablen vorhabensbezogenen Zusatzdepositionen aus der

Hintergrunddeposition wenig belasteter Böden in Deutschland ermittelt worden. Dies betrifft im vorliegenden Fall die Schwermetalle Antimon, Zinn und Vanadium. Die vorhabensbezogenen akzeptablen Zusatzdepositionen dürfen demzufolge $27,6-51,34 \text{ g V ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, $14,3-45,9 \text{ g Sb ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $24,2-133,9 \text{ g Sn ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ betragen.

Die Erheblichkeitsschwellen für die vorhabenbezogene Zusatzbelastung bei Überschreitung der Critical Loads/Levels von der Gesamtbelastung werden bei 2 % des Critical Loads für entsprechend Wasser-Rahmenrichtlinie prioritäre Schwermetalle und Stoffgruppen, bei 3 % für nichtprioritäre Schwermetalle, bei 10 % für nicht toxischen Feinstaub, bei 2 % für Benzol sowie bei 3 % für Fluorwasserstoff und für Tetrachlorethen angesetzt. Für die bisher nicht regulierten Schwermetalle werden die Erheblichkeitsschwellen bei 3% des typischen Hintergrundgehaltes unbelasteter Böden vorgeschlagen und angewendet.

Der Vergleich der Critical Loads/Levels mit der Vorbelastung (=Hintergrunddeposition im Mittel der Jahre 2017-2020 zuzüglich prognostizierter Zusatzdepositionen aus UNIPER-Kraftwerk Datteln (vgl. PeutzConsult 2021) ergibt, dass sowohl die Immissionsgrenzwerte nach TA Luft als auch die Critical Loads/Levels für Blei, Cadmium, Quecksilber, Nickel, Arsen, Thallium, Fluorwasserstoff und Benzol weit unterschritten werden. Bei den nicht nach TA Luft begrenzten Metallen Zink, Kupfer und Chrom wird der Critical Load ebenfalls nicht durch die Vorbelastung überschritten. Die Erheblichkeitsschwellen für Vanadium, Antimon und Zinn werden durch die Vorbelastung nicht erreicht.

Die Critical Loads für Feinstaub (PM_{2,5}+PM₁₀) werden an 50 Beurteilungspunkten bereits durch die Vorbelastung überschritten. Da eine Vorbelastung mit Tetrachlorethen nicht bekannt ist, muss als worst case angenommen werden, dass das Critical Level bereits durch die Vorbelastung erreicht ist.

Für alle Beurteilungspunkte in den FFH-Gebieten des Betrachtungsraums wurde eine maximal zulässige Zusatzdeposition ermittelt, die von newPark aber nur zu 60% ausgeschöpft werden darf, um weitere zukünftige Vorhaben nicht von vornherein unmöglich zu machen.

Quellenverzeichnis:

39. BImSchV (2010): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen vom 2. August 2010 (BGBl. I S. 1065).
- Abdullah, U. M., Iqbal, M. Z. (1991): Response of automobile, stone and cement particulate matters on stomatal clogging of plants. *Geobios* 18(5-6) :196-202.
- AG Boden (Arbeitsgruppe Boden) (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 5. Auflage, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.), Hannover.
- Aigner, B., Sieghardt, H., Körner, S., Weidinger, M. (2004): Blei und Zinkaufnahme bei *Thlaspi minimum* und *Arabidopsis halleri*, ein Vergleich. *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft Österreich* 141 (2004): S. 79-84.
- Åkerblom, S., Meili, M., Bringmark, L., Johansson, K., Berggren-Kleja, D., Bergqvist, B. (2006): Partitioning of Hg between solid and dissolved organic matter in mor layers, In: Åkerblom, S. (2006): *Anthropogenic heavy metals in organic forest layers . Distribution, microbial risk assessment and Hg mobility*, Doctoral Thesis No. 2006:67, IV Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden, *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae*, pp 122.
- Alloway, B. J. (2013): Heavy Metals and Metalloids as Micronutrients for Plants and Animals. In: Alloway, B. J. (Hrsg.): *Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. Springer Dordrecht, Heidelberg, New York, London. S. 195-210.
- Alloway, B. J. (Hrsg.): *Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. Springer Dordrecht, Heidelberg, New York, London. 613 S.
- Alloway, B.J. (2013): Tin. In: Alloway, B. J. (Hrsg.): *Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. Springer Dordrecht, Heidelberg, New York, London. S. 551-558
- Anonym (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999. *Bundesgesetzblatt Teil I Nr. 36*, 1554-1582.
- Ashraf, M.A., Maah, M.J., Yusoff, Y. (2011): Study of Tin accumulation strategy by *Cyperus* species in pot experiments. *Z. Scientific Research and Essays* 6(1):71-78
- Australien Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities (2011): National pollutant inventory: Organo-tin compounds. www.npi.gov.au/substances/organo-tin/index.html
- Baath, E. (1989): Effects of Heavy Metals in Soil on Microbial Processes and Populations (a Review). *J. Water, Air, and Soil Pollution* 47: S. 335-379.
- Bachmann, G., Bannick, C.G., Giese, E., Glante, F., Kiene, A., Konietzka, R., Rück, F., Schmidt, S., Terytze, K., von Borries, D. (1998): Fachliche Eckpunkte zur Ableitung von Bodenwerten im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes. Nr. 3500 In: *Handbuch Bodenschutz*. Rosenkranz (Hrsg). 121 S., Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Bak, J. L., Jensen, J. (1998): Critical Loads for Lead, Cadmium and Mercury in Denmark. A First Attempt for Soils Based on Preliminary Guidelines. *Arbejdsrapport fra DMU nr. 96*. National Environmental Research Institute, Denmark. 38 S. Silkeborg.
- Balla, S., Bernotat, D., Frommer, J., Garniel, A., Geupel, M., Hebbinghaus, H., Lorentz, H., Schlutow, A., Uhl, R. (2014): Stickstoffeinträge in der FFH-Verträglichkeitsprüfung: Critical Loads, Bagatellschwelle und Abschneidekriterium. *AFSV Heft 14-3*, 14 S. Online im Internet: URL: <http://www.afsv.de/index.php/waldoekologie-landschaftsforschung-und-naturschutz>
- Balsberg Pahlsson, A.-M. (1989): Toxicity of Heavy Metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to Vascular Plants (A Literature Review). *J. Water, Air, and Soil Pollution* 47: S. 287-319.
- Bartlett, R., James, B. (1979): *Environm. Qual.* 8(1):31-35
- Bauer, F. (1953): *Die Roteiche*. D. Sauerländer' scher Verlag. Frankfurt a. M.

- BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten - Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502), s zuletzt durch Artikel 3 Absatz 3 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist
- BbodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 16.6.1999, BGBl. I, Nr. 36 vom 16.7.1999, S. 1554 ff.
- BBodSchV (2012): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), zuletzt durch Artikel 5 Absatz 31 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert.
- Bengtsson, G., Travník, L. (1989): Critical Metal Concentrations for Forest Soil Invertebrates (A Review of the Limitations). *J. Water, Air, and Soil Pollution* 47: S. 381-417.
- Bengtsson, S., Tylor, G. (1976): Vanadium in the environment. Technical Report. London. MARC
- Beudert, B., Spitzky, A., Klöcking, B., Zimmermann, L., Bässler, C., Foullois, N. (2012): DOC-Langzeitmonitoring im Einzugsgebiet der Großen Ohe. Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet Große Ohe. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Lehrstuhl für Atmosphärische Umweltforschung TU München. 78 S.
- BGR (Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe) (Hrsg.) (2014): Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte 1 : 1 000 000 (BÜK1000N) für Deutschland (Wald, Grünland, Acker).
- Blanckart, P. (2010): Biomonitoring von Fluorwasserstoff: Neue Ansätze zum Einsatz höherer Pflanzen als Akkumulationsindikatoren. Südwestdeutscher Verlag für Hochschulschriften. 232 S.
- BMVBS – Bundesministerium für Verkehr, Bauwesen und Städtebau (2013): Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope. Endbericht zum FE-Vorhaben 84.0102/2009 im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen, verfasst von Balla, S., Uhl, R., Schlutow, A., Lorentz, H., Förster, M., Becker, C., Scheuschner, Th., Kiebel, A., Herzog, W., Düring, I., Lüttmann, J., Müller-Pfannenstiel, K.. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 1099, BMVBS Abteilung Straßenbau, Bonn. 362 S.
- Bobbink, R., Hettelingh, J.-P. (Eds.) (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. Coordination Centre for Effects, RIVM, NL. Online im Internet: URL: <http://www.b-ware.eu/sites/default/files/publicaties/Review-revision-empirical-critical-loads-2011.pdf>
- Böckmann, T. (1990): Wachstum und Ertrag der Winterlinde (*Tilia cordata* Mill) in
- Bohner, A., Eder, G., Schink, M. (2007): Nährstoffkreislauf und Stoffflüsse in einem Grünland-Ökosystem. Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 12. Gumpensteiner Lysimetertagung, 91-99.
- Bolte, A. (2006): Biomasse- und Elementvorräte der Bodenvegetation auf Flächen des forstlichen Umweltmonitorings in Rheinland-Pfalz. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 72, Göttingen, 29 S. + Anhänge.
- Braun, B. (1974): Wirkung von chromhaltigen Gerbereischlämmen auf Wachstum und Chromaufnahme bei verschiedenen Nutzpflanzen. Dissertation. Rheinische Friedrich-Wilhelm-Universität Bonn
- Breitenstein, A., Mayer, T., Rahtkens, K., Straub, H.-P., von der Trenck, T. K., Umlauff-Zimmermann, R., Kostka-Rick, R. (1999): Wirkungen von Emissionen des Kfz-Verkehrs auf Pflanzen und die Umwelt. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. 201 S. Karlsruhe.
- Brenner, S., Pfeffer, E., Schumacher, W. (2004): „Extensive Schafbeweidung von Magerrasen im Hinblick auf Nährstoffentzug und Futterselektion“. In: *Natur und Landschaft* 4:167-174.

- Briemle, G., Eickhoff, D., Wolf, R. (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg und Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt für Viehhaltung und Grünlandwirtschaft (LVVG) (Hrsg.). Beiheft 60 zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. Karlsruhe, 160 S.
- Brinkmark, L., Lundin, L., Augustaitis, A., Beudert, B., Dieffenbach-Fries, H., Dirnböck, T., Grabner, M.-T., Hutchins, M., Kram, P., Lyulko, I., Ruoha-Airola, T., Vana, M. (2013): Trace Metal Budgets for Forested Catchments in Europe -Pb, Cd, Hg, Cu and Zn. *J. Water, Air, and Soil Pollution* 224: 14 S.
- Brünner, F., Schöllhorn, J. (1972): Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden. 2., umgearb. u. erw. Aufl.. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 166 S.
- Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) (2017): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 4. Überarbeitete und ergänzte Auflage. 42 S. https://www.labo-deutschland.de/documents/LABO_Fassung_HGW_Bericht_02_2017.pdf
- Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), die zuletzt durch Artikel 3 Absatz 4 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) <https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschv/BJNR155400999.html>
- Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502), das zuletzt durch Artikel 3 Absatz 3 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist. <https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschg/BBodSchG.pdf>
- Bundesgesetz zum Schutz vor Immissionen durch Luftschadstoffe (Immissionsschutzgesetz – Luft, IG-L) StF: BGBl. I Nr. 115/1997, zuletzt geändert 2018 (BGBl. I Nr. 73/2018)
- BUNR (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2021): Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 28.5.2021. [https://www.bundesrat.de/SharedDocs/drucksachen/2021/0301-0400/314-21\(B\).pdf?__blob=publicationFile&v=1](https://www.bundesrat.de/SharedDocs/drucksachen/2021/0301-0400/314-21(B).pdf?__blob=publicationFile&v=1)
- Bundesregierung Deutschland (2010): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen vom 2. August 2010 (BGBl. I S. 1065), Deutschland.
- Burkhardt, J., Peters, K., Crossley, A. (1995): The presence of structural surface waxes on coniferous needles affect the pattern of dry deposition of fine particles. *J. Exp. Bot* 6 (288):823-831.
- Carfora, A., Castaldi, S., d'Ascola, R., Rutigliano, F. A. (2004): Impact of heavy metal pollution on microbial processes involved in soil N transformations. 14th Meeting of the Italian Society of Ecology. 4-6 Ottobre 2004, 5 S., Siena.
- CLRTAP (2004): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Druckversion in UBA-Texte 52/2004
- CLRTAP (2014): Guidance on mapping concentrations levels and deposition levels, Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.
- CLRTAP (2017): Mapping critical loads for ecosystems, Chapter V of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution; last update 9/2017. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/4292/dokumente/ch5-mapman-2017-09-10.pdf>
- Crommentuijn, T., Polder, M.D., van de Plassche, E.J. (1997): Maximum Permissible Concentrations and Neglectible Concentrations for metals, taking Background concentrations into account. National Institut of Public Health and Environment, Bilthoven, Netherlands, Report Nr. 601501 001
- Crößmann, G. (1984): TI - eine neue Umweltkontaminante?. *Z. Angew. Bot.*, 58: 3-10.

- Das, T. M. (1988): Effect of deposition of dust particles on leaves of crop plants on screening of solar illumination and associated physiological processes. *J. Environ. Pollut.* 53:421-422.
- Daunderer, M. (2006): Handbuch der Umweltgifte. Ausgabe 6/2006 24.10.2007 copyright © 1998, 2006 ecomed MEDIZIN, Verlagsgruppe Hüthig Jehle Rehm GmbH Seite 2
- De Vries, W., Schütze, G., Lofts, S., Tipping, E., Meili, M., Groenenberg, J. Römpkens, P. F. (2004): Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. Background document to a Mapping Manual on Critical Loads of cadmium, lead and mercury. Alterra Report 1104. Alterra Wageningen. 143 S. Wageningen, The Netherlands.
- De Vries, W., Bakker, D. J. (1996): Manual for calculating critical loads of heavy metals for soils and surface waters. Preliminary guidelines for environmental quality criteria, calculation methods and input data. Wageningen (The Netherlands), DLO Winand Staring Centre. Report 114. 173 S.
- De Vries, W., Hol, A., Tjalma, S., Voogd, J. C. (1990): Amounts and turnover rates of elements in forest ecosystems: A literature study. Winand Staring Center Report. Wageningen, the Netherlands.
- De Vries, W., Lofts, S., Tipping, E., Meili, M., Groenenberg, J. und Schütze, G. (2007): Impact of Soil Properties on Critical Concentrations of Cadmium, Lead, Copper, Zinc, and Mercury in Soil and Soil Solution in View of Ecotoxicological Effects. In: *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Springer New York, S. 47-89.
- De Vries, W., Posch, M., Sverdrup, H.U., Larssen, T., de Wit, H.A., Bobbink, R., Hettelingh, J.-P. (2015): Geo-chemical Indicators for Use in the Computation of Critical Loads and Dynamic Risk Assessments (Kap. 2). In: deVries, W., Posch, M., Hettelingh, J.-P. (Hrsg.) (2015): *Critical Loads and Dynamic Risk Assessments - Nitrogen, Acidity and Metals in Terrestrial and Aquatic Ecosystems*. Springer Science+Business Media Dordrecht 2015, S. 27-36
- Dierschke, H., Briemle, G. (2008): Kulturgrasland. Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- Doyle, P.J., Gutzman, D.W., Sheppard, M.I., Sheppard, S.C., Bird, G.A., Hrebnyk, D. (2003): An ecological risk assessment of air emissions of trace metals from copper and zinc production facilities. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 9:(607-636
- DWD - Deutscher Wetterdienst (DWD) (2021): Mittlere Tagesmitteltemperatur, mittlere Jahressumme des Niederschlages der Referenzperiode 1991-2020 für Sommer und Winter. Rasterdatei.
- EFSA (European Food Safety Authority) (2009): Scientific Opinion: Cadmium in food. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain (Question No EFSA-Q-2007-138). Adopted on 30 January 2009. *The EFSA-Journal* 980: 1-139.
- Elsässer, M. (2007): Düngung von Wiesen und Weiden. In: Bildungs- und Wissenszentrum für Viehhaltung, Grünlandwirtschaft, Wild und Fischerei, Aulendorf (Hrsg.) (2008): *Merkmale für die umweltgerechte Landbewirtschaftung* Nr. 13, 4. Auflage.
- EP CL(M) Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals: 23 – 25 Januar 2005, in Dietrich-Bonhoeffer-Haus in Berlin. Minutes in Nagel et al. 2008
- Erlach, F. (2014): BODENKUNDLICHE AUFNAHMEN IN DEN LRT-FLÄCHEN MIT DEN BEURTEILUNGSPUNKTEN 3, 3B, 7, 23, 25, 26. BEARBEITER: DR. F. ERLACH; DATUM 17.4.2014; SONDIERBOHRUNGEN UND PH-AUSWERTUNG
- Erlach, F., Schwender, R. (2012): BODENKUNDLICHE AUFNAHME DES FFH-GEBIETES CAPPENBERGER WALD, ERFASSUNGSMAßSTAB 1:5000, DATUM: 29.06.2012 UND ERGEBNISSE VON BODENPROBEN AN 11 PROFILPUNKTEN/BEURTEILUNGSPUNKTEN IM FFH-GEBIET WÄLDER BEI CAPPENBERG
- Erteld, W. (1952): Ertragstafel der Robinie, mäßige Durchforstung. In: Erteld, W. (1963): *Ertragstafelauszüge. Für den Gebrauch in der Praxis*. 2. neu bearb. u. ergänzte Aufl., Neumann-Verlag Radebeul.
- Escobedo, F., J., Wagner, J. E., Nowack D. J., De la Maza, C. L., Rodriguez, M., Crane D. E. (2008): Analyzing the cost effectiveness of Santiago, Chile's policy of using urban forests to improve air quality. *Journal of Environmental Management* 86: 148-157.

- EU (2004): Richtlinie 2004/107/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Dezember 2004 über Arsen, Cadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft (ABl. L 23 vom 26.1.2005, S. 3).
- EU (2008a): Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa, Amtsblatt der Europäischen Union L 152/1 vom 11.06.2008
- EU (2008b) Richtlinie 2008/1/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Januar 2008 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (ABl. L 24 vom 29.1.2008, S. 8)
- EU (2010): Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen: Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) (PbEU L 334)
- Europäische Kommission 2000: Position Paper: AMBIENT AIR POLLUTION BY AS, CD AND NI COMPOUNDS, Working Group On Arsenic, Cadmium And Nickel Compounds. URL: http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/pp_as_cd_ni.pdf
- Eveling, D.W. (1986): Scanning electron microscopy of damage by dust deposits to leaves and petals. Bot. Gaz. 147:159-165.
- Farmer, A.M. (1993): The effects of dust on vegetation - a review. J. Environ. Pollut. 79 :63-75.
- Förstner, U. und Müller, G. (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen. Springer Verlag 1974
- Gauger, T., Haenel, H.-D., Rösemann, C., Nagel, H.-D., Becker, R., Kraft, P., Schlutow, A., Schütze, G., Weigelt-Kirchner, R., Anselm, F. (2008): Nationale Umsetzung der EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie und UNECE Luftreinhaltekonvention, Teil 2: Wirkungen und Risikoabschätzungen: Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung, Critical Levels Überschreitungen, Materialkorrosion. Abschlussbericht zum UBA-Projekt FKZ 204 63 252, UBA-Texte 39/08. Umweltbundesamt (UBA). Dessau-Roßlau. 275 S.
- GD NRW (Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen) (2019): Bodenkarte 1:50.000. https://www.gd.nrw.de/pr_shop_informationssysteme_bk50d.htm
- GdCh (2000): Anforderungen an physikalisch-chemische und biologische Testmethoden zur Einschätzung von Böden und Bodensubstraten. Monographie Band 20 (2000). Ein Leitfaden des AK "Bodenchemie und Bodenökologie" der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie" unter Mitwirkung des GDCh-Beratergremiums für Altstoffe (BUA).
- Gemeinsame Arbeitsgruppe von LABO, LAGA, LAWA, LAI (o.J.): „Harmonisierung bodenbezogener Werteregulungen“. https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/atlanten/rechtsgrundlagen/A_4_Harmonisierungspapier_ACK_Fassung.pdf
- Gemeinsame Arbeitsgruppe von LABO, LAGA, LAWA, LAI (o.J.): Bericht: „Harmonisierung bodenbezogener Werteregulungen“. https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/atlanten/rechtsgrundlagen/A_4_Harmonisierungspapier_ACK_Fassung.pdf
- Gericht der Europäischen Union (EUG) (2014): Urteil des Gerichts (Achte Kammer) vom 14. Mai 2014 in der Rechtssache T-198/12 wegen teilweiser Nichtigkeitsklage des Beschlusses 2012/160/EU der Kommission vom 1. März 2012 zu den von der Regierung der Bundesrepublik Deutschland mitgeteilten einzelstaatlichen Bestimmungen zur Beibehaltung der Grenzwerte für Blei, Barium, Arsen, Antimon, Quecksilber sowie für Nitrosamine und nitrosierbare Stoffe in Spielzeug nach Anwendungsbeginn der Richtlinie 2009/48/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über die Sicherheit von Spielzeug (ABl. L 80, S. 19), 29 S., Luxemburg.
- Gonnelli, C., Renella, G. (2013): Chromium and Nickel. in: Alloway, B. J. (Hrsg.) (2013): Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Springer Dordrecht, Heidelberg, New York, London. 613 S.
- Gorbachevskaya, O., Herfort, S. (2012): Feinstaubbindungsvermögen der für Bauwerksbegrünung typischen Pflanzen. Institut für Agrar- und Stadtökologische Projekte an der Humboldt-Universität zu Berlin (IASP). 31 S. Berlin.

- Halbwachs, G., Nemetz, G., Kronberger, W. (2001): Fluoride. In : Guderian, R. (Hrsg.): Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Band 2b Terrestrische Ökosysteme – Wirkungen auf Pflanzen, Diagnose und Überwachung, Wirkungen auf Tiere. Springer Dordrecht, Heidelberg, New York, London. S. 63-81
- Hettelingh, J.P., Sliggers, J., Bolcher, M.v.h., Gon, H.D.v.d., B.J.Groenenberg, Ilyin, I. et al. (2007): Heavy Metal Emissions, Depositions, Critical Loads and Exceedances in Europe. S. 99.
- Hidalgo, A., Navas, P., Garcia-Herdugo, G. (1988): Growth inhibition induced by vanadate in onion roots. *Z. Environmental and Experimental Botany* 28:131-136
- ICP Modeling and Mapping (ed.) (2004-2017): Manual on methodologies and criteria for modeling and mapping critical loads & levels. Print version German Federal Environmental Agency UBA-Texte 52/2004. Updated version 04/2013. Online im Internet. URL: www.icpmapping.org [Stand: 2018].
- ICP Modeling and Mapping, Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals (EP CLHM) (2005): How to calculate time scales of accumulation of metals in soils and surface waters? Some methodological principles.
- Itter, H., Pabel, U. (o.J.): Toxikologie von Blei, Kupfer und Zink. Bundesinstitut für Risikobewertung (Hrsg.). <https://mobil.bfr.bund.de/cm/343/toxikologie-von-blei-kupfer-und-zink.pdf>
- IVÖR (Institut für Vegetationskunde, Ökologie und Raumplanung) (2018): Natura 2000. Lippeaue, Bereich Ost. DE-4209-302. Maßnahmenkonzept. Im Auftrag des Kreises Recklinghausen. Maßnahmentabelle + Karten
- Jacobsen, C., Rademacher, P., Meesenburg, H., Meiwes, K. J. (2002): Element-Gehalte in Baum-Kompartimenten: Literatur-Studie und Datensammlung. Göttingen: Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Report, 80 S.
- Kabata-Pendias, A. (2001): Trace elements in soils and plants. (3. Aufl.) Boca Raton, CRC Press
- Kaiser, T., Schwarz, W., Frost, M., Pestemer, W. (1998): Evaluierung des Gefährdungspotentials bisher wenig beachteter Stoffeinträge in Böden. Forschungsbericht 296 72 036, UBA-FB 98-053, UBA-Texte 60/98. Umweltbundesamt (UBA). Berlin.
- Keienburg, T., Prüter, J. (Hrsg.) (2004): Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Ökologische und sozioökonomische Grundlagen des Heidemanagements auf Sand- und Hochmoorstandorten. NNA-Berichte (17) Heft 2 Schneverdingen 221 S.
- Kick, H., H. Bürger und K. Sommer (1981): Vegetationsversuche zur Aufnahme von Beryllium und Tl durch Sommergerste und Raps. *Landwirtsch. Forsch.*, 34, 186-190.
- Klapp, E. (1954): Wiesen und Weiden. 2., völlig neu gestaltete Aufl., Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg. 519 S.
- Kleihauer, S., Führ, M., Hommen, U., Hund-Rinke, K., Heiß, C. (2012): Bestimmung von stoffbezogenen Umweltqualitätskriterien. Ein Methodenvergleich von nationalen und internationalen Bewertungsgrundlagen. UBA Texte 38/2012, Forschungskennzahl 363 01 260, UBA-FB 001631. Umweltbundesamt (UBA). Juli 2012. 215 S. Dessau-Roßlau.
- Klemm, M., Meißner, D. (2012): Problematik, Klinik und Beispiele der Spurenelementvergiftung – Thallium. *Z. Toxichem Krimtech* 2012; 79(1):17
- Knapp, E. (1973): Ertragstabellen für Schwarzpappelsorten. Forschungsbericht des Instituts für Rohholzerzeugung, Abteilung Waldbau/Ertragskunde. Eberswalde.
- Knappe, F., Möhler, S., Ostermayer, A., Lazar, S., Kaufmann, C. (2008): Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragspfade. Forschungsbericht 203 74 275, UBA-FB 001168, UBA-Texte 36/08. Umweltbundesamt (UBA). September 2008. 410 S. Dessau-Roßlau.
- Köstler, J. N., Brückner, E. Bibelriether, H. (1968): Die Wurzeln der Waldbäume. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin . 284 S.
- Kurz, H., Schulz, R., Römheld, V. (2002): Anbauempfehlungen für mit Thallium belastete Böden. Online im Internet: URL: <http://www.fachdokumente.lubw.baden->

- wuerttemberg.de/servlet/is/20086/so_bsb04.pdf?command=downloadContent&file-name=so_bsb04.pdf [Stand: 20.07.2015].
- LABO ((Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz) (2017): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 4. überarbeitete und ergänzte Auflage. https://www.labo-deutschland.de/documents/LABO_Fassung_HGW_Bericht_02_2017.pdf
- LAI (Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz), Unterausschuss „Wirkungsfragen“ (1996): Immissionswerte für Quecksilber/Quecksilberverbindungen. LAI-Schriftenreihe, Band 10
- LAI (Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz), Unterausschuss „Wirkungsfragen“ (2000): Bewertung von Chrom-, Nickel- Immissionen. LAI-Schriftenreihe, Band 21
- Länderausschusses für Immissionsschutz (LAI) und der Bund-Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) (1996): Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden. Bericht der Arbeitsgruppe „Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden“ des, November 1996.
- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (2012): Abschneidekriterien zur Festlegung des Untersuchungsgebietes. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Essen, Vermerk 18. Juni 2012.
- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (2015): Wirkungen von Tretrachlorethen. Online im Internet: URL: <http://www.lanuv.nrw.de/gesundheit/schadstoffe/per.htm> [Stand: 20.07.2015].
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2021a): Bericht über die Luftqualität im Jahr 2020. URL: https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/luft/immissionen/ber_trend/Bericht_ueber_die_Luftqualitaet_im_Jahr_2020.pdf
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2021b): „Langjährige Wasserhaushaltskomponenten im Wasserhaushaltsmodell mGROWA als Geodatabase“ auf der Grundlage des DWD-Datensatzes für das jeweils 30-jährige Mittel von 1991-2020 entnommen (DWD) 2021. https://www.opengeodata.nrw.de/produkte/umwelt_klima/wasser/mgrowa/
- LAWA (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), Düsseldorf, 2004, S. 33; http://www.lawa.de/documents/GFSBericht-DE_a8c.pdf
- Lazar, S., Knappe, F. (2006): Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragungspfade. Forschungs- und Entwicklungsvorhaben des Umweltbundesamtes FKZ 203 74 275. zitiert in: Gauger, T., Haenel, H.-D., Rösemann, C., Nagel, H.-D., Becker, R., Kraft, P., Schlutow, A., Schütze, G., Weigelt-Kirchner, R., Anselm, F. (2008): Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkungen). Teil 2: Wirkungen und Risikoabschätzungen. Umweltbundesamt Dessau, UBA-Texte 39/08.
- Lofts, S., Spurgeon, D.J., Svendsen, C. und Tipping, E. (2004): Deriving Soil Critical Limits for Cu, Zn, Cd, and Pb: A Method Based on Free Ion Concentrations. Environmental Science & Technology, 38, S. 3623-3631.
- LfU – Landesamt für Umwelt Brandenburg (2019): Vollzugshilfe zur Ermittlung der Erheblichkeit von Stoffeinträgen in Natura 2000-Gebiete. <https://mluk.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/FFH-Vollzugshilfe.pdf>
- LUBW (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1999): Wirkungen von Emissionen des Kfz-Verkehrs auf Pflanzen und die Umwelt – Literaturstudie. Ökologische Umweltbeobachtung 1, 201 S.
- Ludes, G., Siebers, B., Kuhlbusch, T., Quass, U., Beyer, M., Weber, F. (2010): Feinstaub und NO₂. Entwicklung und Validierung einer Methode zur immissionsabhängigen dynamischen Verkehrssteuerung. UBA Texte 25/2010. UBA (Umweltbundesamt). Mai 2010. 140 S. Dessau-Roßlau.

- Luthardt, V., Brauner, O., Hoffmann, C., Haggemüller, K. (2008): Lebensräume im Wandel. Jahresbericht der ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) zum Offenland des Biosphärenreservates Flusslandschaft Elbe und des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin: Zeitreihenuntersuchungen des Mineralischen Graslandes und des entwässerten, landwirtschaftlich genutzten und aufgelassenen Moorgraslandes (zzgl. 3-jährige Parameter der naturnahen Moore im BR SC). Fachhochschule Eberswalde – Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz. Online im Internet: URL: http://lanuweb.fh-eberswalde.de/oeub/pdf/OeUB_Bericht_2008.pdf [Stand 20.07.2015]
- Madejón, P. (2013): Tallium. In: Alloway, B. J. (Hrsg.) (2013): Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Springer Dordrecht, Heidelberg, New York, London. S. 543-547
- Markert, B. (1992): Establishing of 'Reference Plant' for inorganic characterization of different plant species by chemical fingerprinting". *Water, Air and Soil Pollution*, 64 (3-4), 533-538. zitiert in: Alloway, B. J. (Hrsg.) (2013): Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Springer Dordrecht, Heidelberg, New York, London. 613 S.
- Meili, M., Åkerblom, S., Bringmark, L., Johansson, K., Munthe, J. (2003a): Critical loads and limits of heavy metals in ecosystems: Some Swedish contributions to European modelling efforts. Background document contributed to the Editorial Meeting of the Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals under UNECE-CLRTAP-ICP Modelling and Mapping, Paris, 9-10 April 2003.
- Meili, M., Bishop, K., Bringmark, L., Johansson, K., Munthe, J., Sverdrup, H., de Vries, W. (2003b): Critical levels of atmospheric pollution: criteria and concepts for operational modelling of mercury in forest and lake ecosystems". *Sci. Tot. Environ* 304 (1-3): 83-106.
- Mertens, J., Smolders, E. (2013): Zinc. in: Alloway, B. J. (Hrsg.): Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Springer Dordrecht, Heidelberg, New York, London. S. 465-496.
- Mitscherlich, G. (1950): Die Bedeutung der Wuchsgebiete für das Bestandeswachstum von Buche, Eiche, Erle und Birke. *Forstwirtsch. Zentralblatt* 69, S. 148-211
- Nagel, H.-D., Becker, R., Kraft, P., Schlutow, A., Schütze, G. und Weigelt-Kirchner, R. (2008): NFC Deutschland, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung. In: UBA-TEXTE 39-2008. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Germany, <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3647.pdf>
- Nedunuri, K. V., Govindaraju, R. S., Erickson, L. E., Schwab, A. P. (1995): Modeling of Heavy Metals Movement in vegetated, unsaturated Soils with Emphasis on Geochemistry. *Proceedings. 10th Annual Conference on Hazardous Waste Research*. 10 S.
- Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen vom 2. August 2010 BGBl. I S. 1065, zuletzt geändert durch Art. 2 V v. 18.7.2018 I 1222
- Nicewicz, D., Szczepkowski, A. (2008): The content of heavy metals in the wood of healthy and dying beech trees (*Fagus sylvatica* L.)". *Acta Scientiarum Polonorum, Silv. Colendar. Rat. Ind. Lignar.* 7(4) 2008, 35-44.
- Oorts, K. (2013): Copper. In: Alloway, B. J. (Hrsg.): Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Springer Dordrecht, Heidelberg, New York, London. S. 367-394.
- Oorts, K., Smolders, E. (2009): Ecological threshold concentrations for antimon in water and soil. *Z. Environmental chemistry* 6:116-121
- Pabel, U., Itter, H. (2013): Toxikologie von Blei, Kupfer und Zink. Vortragsunterlagen. Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR). BMELV-BfR Symposium Alle(s) Wild, 18./19. März 2013, Berlin.
- Panichev, N., Mandivana, K., Moema, D., Molatlhegi R., Ngobeni, P. (2006): Distribution of vanadium(V) species between soil and plants in the vicinity of vanadium mine. *Journal of Hazardous Materials* A137:649-683

- Petersen, A. (1981): Die Gräser als Kulturpflanzen und Unkräuter auf Wiese, Weide und Acker. 5., bearb. Aufl., Akademie-Verlag, Berlin, 280 S.
- Peterson, P.J., Gierling, C.A. (1981) in: Lepp, N.W. (ed): Effect of Heavy metal Pollution on Plants, Vol. 1 Applied Science Publ. , London, New Jersey
- PeutzConsult (2021): Luftschadstoffkontingentierung für den Bebauungsplan Nr. 100 „newPark Datteln“, Bericht CF 5085-4 vom 25.10. 2021. Autor: O. Streuber. Dortmund.
- Pfanz, H., Flohr, S., Wittmann, C. (2006): Das Staubfangvermögen von Vegetation. Z. Taspo 3:12-15.
- Prinz, B., Bachmann, G. (1999): Ableitung niederschlagsbezogener Werte zum Schutz des Bodens; In: Bodenschutz IX/1999 Nr. 35680 Handbuch Bodenschutz. Rosenkranz (Hrsg). 24 S., Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Quade, J. (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. Hydro Agri Dülmen GmbH (Hrsg.), 12. überarb., erg. und erw. Aufl. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag. 618 S.
- Rademacher, P. (2001): Atmospheric Heavy Metals and Forest Ecosystems. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forest. United Nations, Economic Commission. Federal Research Centre for Forestry and Forest Products (BFH). 75 S. Geneva.
- Rauter, W. (1976): Aufnahme von Quecksilber aus der Umgebungsluft durch Pflanzen und seine Speicherung im pflanzlichen Gewebe. Z. Lebensmittel-Untersuchung und –Forschung 162:1-6
- Reimann, C, de Caritat, P. (1998): Chemical elements in the environment. Factsheets for the geochemist and environmental scientist. Springer Berlin Heidelberg, 398 S.
- Reinds, G.J., Bril, J., de Vries, W.D., Groenenberg, J.E., Breeuwsma, A. (1995): Critical loads and excess loads of cadmium, copper and lead for European forest soils. Agricultural Research Department, DLO-Staring Centrum Wageningen. 91 S. Wageningen (The Netherlands).
- Reinds, G.J., Groenenberg, J.E. und de Vries, W.D. (2006): Critical Loads of copper, nickel, zinc, arsenic, chromium and selenium for terrestrial ecosystems at a European scale. A preliminary assessment. Alterra-rapport, Alterra, Wageningen, 46 S.
- Rieder, S. R., Tipping, E., Zimmermann, S., Graf-Pannatier, E., Waldner, P., Meili, M., Frey, B. (2014): Dynamic modelling of the long term behaviour of cadmium, lead and mercury in Swiss forest soils using CHUM-AM. Science of the Total Environment 468-469: 864-876.
- Römbke, J., Jänsch, S. (2007): Überprüfung der Vorsorgewerte im Hinblick auf den Schutz der Bodenorganismen sowie von Validierung von Bodenuntersuchungsverfahren. Bericht für das Umweltbundesamt, F+E-Vorhaben Nr. 206 33 206.
- Römbke, J., Jänsch, S., Schallnaß, H.-J. & Terytze, K. (2005): Zusammenstellung und statistische Bearbeitung vorhandener Daten zur Wirkung von ausgewählten Verbindungen auf Bodenorganismen und Ableitung von Prüfwerten für den Pfad Boden-Bodenorganismen“. Bericht für das Umweltbundesamt, F+E-Vorhaben Nr. 202 73 266.
- Römpkens, P.F.A.M., Groenenberg, J.E., Bonten, L.T.C., De Vries, W., Bril, J. (2004): Derivation of partition relationships to calculate Cd, Cu, Ni, Pb and Zn solubility and activity in soil solutions. Alterra, Wageningen. Alterra report 305
- Ruhr-Stickstoff-Aktiengesellschaft (Hrsg.) (1988): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. 11., überarb., erg. u. erw. Aufl.. Bochum, 587 S.
- Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (2006): Hinweise und Empfehlungen zum Umgang mit arsen- und schwermetallbelasteten landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden. Schwermetalle und Arsen, 15 S., Dresden.
- Schaap, M., Hendriks, C., Jonkers, S., Builtjes, P. (2018): Impacts of Heavy Metal Emission on Air Quality and Ecosystems across Germany – Sources, Transport, Deposition and potential Hazards. Part 1: Assessment of the atmospheric heavy metal deposition to terrestrial ecosystems in Germany.

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2018-12-13_texte_106-2018_schwermetallemissionen_en.pdf

- Schachtschabel P, Auerswald K, Brümmer G, Hartke K H, Schwertmann U (1998) Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, Verlag Ferdinand Enke, Stuttgart
- Schlutow, A. (2018): Beurteilung der Erheblichkeit atmosphärischer Schwermetalldeposition. In: Schröder, W., Nickel, S., Schlutow, A. (2018): Auswirkungen der Schwermetall-Emissionen auf Luftqualität und Ökosysteme in Deutschland – Quellen, Transport, Eintrag, Gefährdungspotenzial, Abschlussbericht. UBA-Texte 107/2018 https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2018-12-13_texte_107-2018_schwermetallemissionen_0.pdf
- Schlutow, A. (2020): Teilgutachten zur FFH-Verträglichkeitsuntersuchung versauernder und eutrophierender Schadstoffeinträge aus dem SKW Lünen (TKL) in den FFH-Gebieten des potentiellen Wirkraums. Auftraggeber: Trianel Kohlekraftwerk Lünen GmbH & Co. KG, Berichtstand: 24.2.2020
- Schlutow, A. (2021a): Teilgutachten zur FFH-Verträglichkeitsuntersuchung Ermittlung der Critical Loads für versauernde Schadstoffeinträge aus dem KW Datteln 4. Gutachten im Auftrag von TÜV NORD Umweltschutz GmbH & Co KG, Geschäftsstelle Rostock. Berichtsstand: 20. April 2021, 95 S.
- Schlutow, A. (2021b): Ermittlung von Art und notwendigem Umfang von Schadensbegrenzungsmaßnahmen zur Vermeidung erheblicher Beeinträchtigungen von FFH-Lebensraumtypen durch versauernde und eutrophierende Luftschadstoffeinträge aus dem newPark Datteln. Auftraggeber: Stadt Datteln, Der Bürgermeister. Ahrensfelde, 29. Juli 2021
- Schlutow, A., Bouwer, Y., Nagel, H.-D. (2018): Bereitstellung der Critical Load Daten für den Call for Data 2015-2017 des Coordination Centre for Effects im Rahmen der Berichtspflichtigen Deutschlands für die Konvention über weitreichende grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (CLRTAP). Im Auftrag des UBA, Abschlussbericht Projekt-Nr. UBA/43848. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/critical-load-daten-fuer-die-berichterstattung-2015>
- Schlutow, A., Schröder, W., Scheuschner, T. (2021c): Assessing the relevance of atmospheric heavy metal deposition with regard to ecosystem integrity and human health in Germany. Environmental Sciences Europe. 33. 10.1186/s12302-020-00391-w.
- Schober, R. (1975): Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. M.
- Schober, R. (1987): Ertragstabellen wichtiger Baumarten. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. M.
- Scholl, G. und F. Metzger (1981): Erhebungen über die Tbelastung von Nutzpflanzen auf kontaminierten Böden im Raum Lengerich. Landwirtsch. Forsch., Sonderheft 38, Kongreßband, Trier, 216-223.
- Schroeder, H.A., Balassa, J.J., Tipton, H.J. (1963): Vanadium in plants. Z. Chron Dis 16:1047
- Schütze, G. (2008): Ergebnisse der Arbeiten für das Schwermetall-Protokoll. Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkungen), Teil 2, UBA Texte 39/2008, Forschungsbericht 20463252, 58-103. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 275 S.
- Schütze, G., Hettelingh, J.-P. (2006): Results of modelling and mapping of critical Loads of lead, cadmium and mercury and critical concentrations of mercury in precipitation and their evidences in Europe. Sufficiency and Effectiveness Review of the heavy metals Protocol. UNECE Reports
- Schwappach, H. (1912): Ertrags-Schätztafeln für Forstbestände. Archiv der Forstwissenschaft Eberswalde, unveröffentlicht
- Selim, H. M. (2011): Dynamics and Bioavailability of Heavy Metals in the Rootzone, Taylor and Francis Group, LLC. Boca Raton, London, New York. 291 S.
- Selim, H. M., Ma, L. (eds.) (1998): Physical Nonequilibrium in Soils. Modeling and Application, Ann Arbor Press. Chelsea, Michigan. 492 S.

- Selim, H. M., Sparks, D. L. (2001): Heavy Metals Release in Soils, Lewis Publishers. Boca Raton, London, New York, Washington, D.C. 249 S.
- Shaklette, H. T. (1972): Cadmium in plants. An account of the concentrations of cadmium in plants from areas that have normal or anomalous amounts of this element in the air or soil. Geological Survey Bulletin 1314-G. United States Government Printing Office. 28 S. Washington.
- Sklenar, I., Fox, G.G., Loughman, B.C., Pannifer, A.D.B., Ratcliffe, R.G. (1994): Effect of vanadate on the ATPase, activity and phosphate absorption capacity of maize roots. Z. Plant and Soil 167:57-62
- Smolders, E., Mertens, J. (2013): Cadmium. In: Alloway, B. J. (Hrsg.): Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Springer Dordrecht, Heidelberg, New York, London. S. 283-312
- Spranger, T. (2014): Die novellierten Protokolle zur UNECE-Luftreinhaltekonvention: Trends und Herausforderungen internationaler Luftreinhaltepolitik, in: Immissionsschutz, Zeitschrift für Luftreinhaltung, Lärmschutz, Anlagensicherheit, Abfallverwertung und Energienutzung, Heft 2/2014 (<http://www.IMMISSIONSSCHUTZdigital.de/Immissionsschutz.02.2014.052>)
- Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, C., Schröder, E., Messer, D. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna- Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 53, Bonn-Bad Godesberg.
- Stein-Bachinger, K., Bachinger, J., Schmitt, L. (2004): Nährstoffmanagement im Ökologischen Landbau. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (Hrsg.). Darmstadt, 136 S.
- Steinnes, E. (2013): Mercury. In: Alloway, B. J. (Hrsg.): Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Springer Dordrecht, Heidelberg, New York, London. S. 411-428
- Strumpf, T. (2013): Risikobewertung von Schadelementen (Schwermetallen) im System Boden-Pflanze. Vortragsunterlagen. Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen. BMELV-BfR Symposium Alle(s) Wild, 18./19. März 2013, Berlin.
- Swaagstra, H. und De Kluiver, P. P. (2007): The appliance of Integral Technical Green Design to optimize residential quality and for means of purification of air and water in X. Basvis of Technology. Babberich: ES Consulting, 36 S.
- Tipping, E., Lofts, S., Hooper, H., Fey, B., Spurgeon, D., Svendsen, C. (2010a): Critical Limits for Hg(II) in soils, derived from chronic toxicity data. Environmental Pollution 158: 2465-2471.
- Tipping, E., Rothwell, J.J., Shotbolt, L. und Lawlor, A.J. (2010): Dynamic modelling of atmospherically-deposited Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in Pennine catchments (northern England)". Environmental Pollution, 158, S. 1521-1529.
- Tischew, S. (2011): Management von Offenland-Lebensräumen an pflegeproblematischen Steilhängen durch Ziegenstandweiden. Beschreibung des laufenden Forschungsprojekts. online im Internet: URL: [http://www.loel.hs-anhalt.de/forschung/forschungsprojekte.html?tx_bwhsaresearchdb_pi1\[cmd\]=projekt_lesen&tx_bwhsaresearchdb_pi1\[person\]=24017&tx_bwhsaresearchdb_pi1\[projekt_id\]=14139&cHash=3bf21fec3c4ffa27448d713a3efaa151](http://www.loel.hs-anhalt.de/forschung/forschungsprojekte.html?tx_bwhsaresearchdb_pi1[cmd]=projekt_lesen&tx_bwhsaresearchdb_pi1[person]=24017&tx_bwhsaresearchdb_pi1[projekt_id]=14139&cHash=3bf21fec3c4ffa27448d713a3efaa151)
- UNECE (2013): Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution on Heavy Metals with amendments adopted at the 31st session of the Executive Body on Thursday, 13 December 2013. 45 S.
- Wallace, A., Alexander, G.V., Chaudhry, F.M. (1977): Phytotoxicity of cobalt, vanadium, titanium, silver and chromium. Z. Communication in Soil Science and Plant Analysis 9:751-756
- Wang, J.F., Liu, Z (1999): Effect of vanadium on the growth of soybean seedlings. Z. Plant and Soil 216:47-51

- Welch, R.M., Edward, W.D., Huffman, J. (1973): Vanadium and plant nutrition. *Z. Plant Physiology*, 52:183-185
- WELUGA (2021): Vegetationskundliche Bestandsaufnahmen von empfohlenen Schadensbegrenzungsmaßnahmen zur Vermeidung erheblicher Beeinträchtigungen von FFH-Lebensraumtypen durch versauernde und eutrophierende Luftschadstoffeinträge aus dem newPark Datteln. Erstellt für newPark Planungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH, Datteln, Bochum, Juni 2021, 33 S.
- WHO (2011): Guidelines for drinking-water quality. 4th edn. World Health Organization, Geneva 632 S.
- Wiedemann, F. (1936): Ertragstafeln der Fichte. In: Schober (1975) Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer.
- Wiedemann, F. (1943): Ertragstafeln der Kiefer. In: Schober (1975) Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer.
- Wiedemann, F. (1951): Ertragskundliche und waldbauliche Grundlagen der Forstwirtschaft. Sauerländer Verlag, Frankfurt a.M..
- Wilkison, R.E., Duncan, R.R. (1993): Vanadium influence on Ca ($^{45}\text{Ca}^{2+}$) absorption by sorghum root tips. *Z. Journal of Plant nutrition* 16:1991-1994
- Wimmenauer, K. (1919): Wachstum und Ertrag der Esche. *AFJZ* S. 9-17 und S. 37-40.
- Zayet, A.M., Terry, N. (2003): Chromium in the environment: Factors effecting biological remediation. *J. Plant and Soil*. 249:139-156
- Zeddel, A., Quadflieg, A., Utermann, J. (2016): Grundsätze für die Anwendung der Geringfügigkeitsschwellen an der Schnittstelle Wasserrecht – Abfallrecht – Bodenschutzrecht. *Recht/Strategie/Wirtschaft* . URL: http://vivis.de/phocadownload/2016_mna/2016_MNA_051-64_Zeddel.pdf