

ÖKO-DATA Strausberg

Vertiefende Schadstoffprognose und Prüfung der FFH-Verträglichkeit zum Eintrag von Schwermetallen und weiteren Luftschadstoffen aus dem newPark Datteln

Endbericht

newPark
VISIONS FIND SPACE



Auftraggeber:
newPark Planungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH
Genthiner Straße 8
45 711 Datteln

Gefördert durch:



Bundesministerium
für Wirtschaft
und Energie

Ministerium für Wirtschaft, Energie,
Industrie, Mittelstand und Handwerk
des Landes Nordrhein-Westfalen



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Bearbeitet von: PD Dr.-Ing. habil. A. Schlutow
Strausberg, 21. März 2016

Inhaltsverzeichnis

1	Beschreibung des Vorhabens	6
2	Aufgabenstellung.....	6
3	Untersuchungsgebiet.....	8
4	Geochemische, physiologische und ökosystemare Wirkungen atmogener Einträge von Schwermetallen und sonstigen Luftschadstoffen	14
4.1	Cadmium (Cd).....	14
4.2	Blei (Pb).....	14
4.3	Quecksilber (Hg).....	15
4.4	Arsen (As).....	16
4.5	Nickel (Ni).....	16
4.6	Thallium (Tl).....	17
4.7	Kupfer (Cu).....	17
4.8	Chrom (Cr).....	18
4.9	Zink (Zn).....	19
4.10	Benzol (C ₆ H ₆).....	20
4.11	Fluorwasserstoff (HF).....	21
4.12	Tetrachlorethen (C ₂ Cl ₄).....	21
4.13	Feinstaub (PM10 und PM2,5).....	22
4.14	Antimon (Sb).....	22
4.15	Vanadium (V).....	23
4.16	Zinn (Sn).....	24
5	Beurteilungsmaßstäbe für die Erheblichkeit von Schadstoffeinträgen aus der Luft	26
5.1	Vorgaben von Grenzwerten aus gesetzlichen Regelungen und Empfehlungen.....	26
5.1.1	Schwermetalle	26
5.1.2	Feinstaub.....	27
5.1.3	Schadgase	27
5.2	Abschneidekriterium.....	27
5.3	Beurteilung anhand von Critical Loads und Critical Levels.....	28
5.3.1	Übersicht der Prüfschritte.....	28
5.3.2	Erheblichkeitsschwelle	29
5.4	Besorgnispotential bisher nicht regulierter Metalle	31
6	Ermittlung von Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads) im Untersuchungsgebiet.....	33
6.1	Critical Load-Modellierung für die Schwermetalle Cd, Pb, Hg, As, Ni, Tl, Cu, Cr und Zn	33
6.1.1	Methodischer Ansatz und allgemeine Grundlagen.....	33
6.1.2	Methoden und Modelle zur Ermittlung von Referenzdaten für die Critical Loads-Modellierung.....	34
6.1.2.1	Ernteentzug von Schwermetallen (M ₀)	34
6.1.2.2	Schadlose Auswaschungsrate mit dem Sickerwasser (M _{le(crit)}).....	40
6.1.3	Standortspezifische Ermittlung von Critical Loads für Schwermetalle	47
6.1.3.1	Eingangsdaten	47
6.1.3.2	Ergebnisse der Critical-Load-Modellierung.....	51
6.1.3.3	Ableitung von Erheblichkeitsschwellen anhand der Critical Loads	52
6.1.3.4	Diskussion der Modellierungsergebnisse.....	53
6.2	Kritische Eintragsraten für Feinstaub	53

7	Ermittlung von Belastbarkeitsschwellen (Critical Levels) für Schadgas- Immissionen	56
7.1	Kritische Schwellenwerte für Flurwasserstoff	56
7.2	Kritische Schwellenwerte für Benzol	57
7.3	Kritische Schwellenwerte für Tetrachlorethen	57
8	Risikoabschätzung bisher nicht regulierter Schwermetalle.....	58
8.1	Wirkungsschwellen von bisher nicht regulierten Stoffen	58
8.1.1	Antimon	58
8.1.2	Vanadium	58
8.1.3	Zinn 59	
8.2	Ermittlung von Erheblichkeitsschwellen-Werten für die vorhabensbedingte Zusatzdeposition	59
9	Hintergrunddepositionen und Depositionen im Plan-Nullfall.....	62
9.1	Hintergrunddepositionen.....	62
9.2	Summationsbeiträge zur Zusatzdeposition aus Vorhaben Dritter.....	63
10	Bewertung der Belastungen der FFH-LRT im Planfall	64
10.1	Überschreitung der Critical Loads und Levels durch die Vorbelastung	64
10.2	Vorläufige Kontingentierung der Zusatzbelastung aus dem newPark-Plangebiet Datteln entsprechend TA Luft.....	70
11	Schadensvermeidungsmaßnahmen	70
11.1	Kontingentierung der Zusatzbelastungen.....	70
11.2	Einsatz von Rauchgasfiltern entsprechend dem besten Stand der Technik	76
11.3	Beschränkungen des Einsatzes von Kohle und Schweröl zur Energieerzeugung	77
12	Bewertung der Erheblichkeit von Zusatzbelastungen durch das Planvorhaben nach Implementierung der Schadensvermeidungsmaßnahmen.	77
13	Zusammenfassung.....	80

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Übersicht über die Beurteilungspunkte in den FFH-Gebieten der Wirkungszone des Industriegebiets newPark.....	8
Tab. 2:	Übersicht über die abiotische und biotische Ausstattung der Beurteilungspunkte in den FFH-Gebieten der Wirkungszone des Industriegebiets newPark	10
Tab. 3:	Zusammenstellung von Beurteilungswerten für Schwermetallflüsse und -konzentrationen zum Schutz von Ökosystemen	26
Tab. 4:	Abschneidekriterien für die Abgrenzung des Untersuchungsgebietes (LANUV 2012 in: Landschaft + Siedlung 2014).....	28
Tab. 5:	Hintergrundwerte der Vanadium- und Antimongehalte in Deutschland im Oberboden in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein (BGR 2008)	32
Tab. 6:	Hintergrundwerte der Vanadium- und Antimongehalte in Deutschland im Oberboden in Abhängigkeit von der Bodenarthauptgruppe (BGR 2008).....	32
Tab. 7:	Schwermetallgehalte (g t^{-1} Trockensubstanz) in Derbholz mit Rinde der Hauptbaumarten	34
Tab. 8:	Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten.....	35
Tab. 9:	Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masse-Verhältnisse (de Vries et al. 1990)	35
Tab. 10:	Schwermetallgehalte (g t^{-1} Trockensubstanz) von Grasland	36
Tab. 11:	Spannen der Ertragspotenziale der verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen/halbnatürlichen Ökosysteme	36
Tab. 12:	Klassifizierung bodenartabhängiger Bodeneigenschaften bezüglich des Einflusses auf potenzielle Holz- und Grünlanderträge.....	36
Tab. 13:	Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung.....	38
Tab. 14:	Bestimmung der Hauptdurchwurzelungstiefe aus Länge der Hauptwurzeltracht und durchwurzelbarer Tiefe	39
Tab. 15:	Koeffizienten für die Berechnung der kritischen Konzentration freier Ionen in Abhängigkeit von der Konzentration von freien Ionen mit Schutzwirkung (= Funktion des pH-Wertes)	41
Tab. 16:	Zuordnungs-Matrix von pH-Stufe aus der BÜK1000N zu einem mittleren pH-Wert pro Horizont der Leitbodenprofile nach KA5 (AG Boden 2005, S. 367).....	42
Tab. 17:	Zuordnungs-Matrix von Basensättigung (BS) zu einem mittleren pH-Wert pro Horizont der Leitbodenprofile nach KA5 (AG Boden 2005, S. 371).....	42
Tab. 18:	Zuordnung des Gehaltes an organischer Masse zu den Horizonten der Leitbodenprofile der BÜK1000N, basierend auf den Angaben der Humus-Klasse.....	43
Tab. 19:	Zuordnung von Gehalten an gelöstem Kohlenstoff (DOC) in Abhängigkeit vom Vegetationstyp	44
Tab. 20:	Zuordnung des Faktors des Vielfachen des atmosphärischen CO_2 -Partialdrucks zu den Tiefenstufen, basierend auf den Angaben im Manual (ICP Modeling & Mapping 2004-2013)	44
Tab. 21:	Standortspezifische Eingangsdaten an den Beurteilungspunkten der FFH-Gebiete zur Ermittlung der Schwermetall-Entzüge durch Biomasseernte	48
Tab. 22:	Standortspezifische Eingangsdaten an den Beurteilungspunkten der FFH-Gebiete zur Ermittlung der zulässigen Auswaschungsrate von Schwermetallen mit dem Sickerwasser.....	49
Tab. 23:	Standortspezifische Critical Limits an den Beurteilungspunkten der FFH-Gebiete zur Ermittlung der zulässigen Auswaschungsrate von Schwermetallen mit dem Sickerwasser.....	50
Tab. 24:	Standortspezifische Critical Loads für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Quecksilber, Nickel, Arsen, Thallium, Kupfer, Zink und Chrom an den Beurteilungspunkten der FFH-Gebiete	51
Tab. 25:	Erheblichkeitsschwellen für die Zusatzbelastung mit den Schwermetallen Blei, Cadmium, Quecksilber, Nickel, Arsen, Thallium, Kupfer, Zink und Chrom an den Beurteilungspunkten der FFH-Gebiete.....	52
Tab. 26:	Vergleich der Ergebnisse der CL(M)-Berechnung in diesem Projekt mit den deutschlandweit berechneten CL(M) (Schlutow & Scheuschner 2015)	53
Tab. 27:	Staubadsorptionsvermögen von Vegetationskomplexen.....	54
Tab. 28:	Vegetationsspezifische Critical Loads für die nicht toxischen Feinstaubeinträge PM10 (incl. PM2,5 und die resultierenden Erheblichkeitsschwellen an den Beurteilungspunkten).....	55
Tab. 29:	Eingangsdaten und Ergebnisse der Ermittlung von Erheblichkeitsschwellen-Werte für die vorhabensbezogene Zusatzdeposition von Vanadium (V), Antimon (Sb) und Zinn (Sn) an den Beurteilungspunkten	61
Tab. 30:	Hintergrunddepositionen von Schwermetallen und Feinstaub aus unterschiedlichen Daten-Quellen (Schaap et al. 2015; PeutzConsult 2016; EMEP 2015)	63
Tab. 31:	Hintergrunddepositionen bzw. -konzentrationen von Schadgasen, Schwermetallen und Feinstaub sowie maximale Summationsbeiträge zur Zusatzdeposition aus Vorhaben Dritter (PeutzConsult 2016)	64

Tab. 32:	Vergleich der Hintergrunddepositionen von Schwermetallen 2012/2014 zuzüglich der Summationsbeiträge aus Planvorhaben Dritter (PeutzConsult 2016) mit den Critical Loads [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$].....	66
Tab. 33:	Vergleich der Hintergrunddepositionen bzw. -konzentrationen von Schadgasen und Feinstaub im Jahr 2014 zuzüglich der Summationsbeiträge aus Planvorhaben Dritter (PeutzConsult 2016)	68
Tab. 34:	Vergleich der Vorbelastung von nicht regulierten Schwermetallen Jahr 2012/2014 zuzüglich der Summationsbeiträge aus Planvorhaben Dritter (PeutzConsult 2016) mit den Erheblichkeitsschwellen.....	69
Tab. 35:	Beurteilungswerte an den Beurteilungspunkten für die Schadstoffe, für die ein Grenzwert nach TA Luft (vgl. Kap. 5.1), ein Abschneidekriterium (vgl. Kap. 5.2) und ein Critical Load mit Erheblichkeitsschwelle (vgl. Kap. 5.3) gilt (Erläuterung der farblichen Markierungen im Text).....	72
Tab. 36:	Beurteilungswerte an den Beurteilungspunkten für die Schadstoffe, für die ein Grenzwert nach TA Luft (vgl. Kap. 5.1), ein Abschneidekriterium (vgl. Kap. 5.2) und ein Critical Level mit Erheblichkeitsschwelle (vgl. Kap. 5.3) gilt (Erläuterung der Farben im Text)	74
Tab. 37:	Beurteilungswerte an den Beurteilungspunkten für die Schadstoffe, für die ein Critical Load bzw. eine Erheblichkeitsschwelle (vgl. Kap. 5.3) gilt (Erläuterung der Farben im Text).....	75
Tab. 38:	maximale Zusatzdepositionen aus newPark Datteln an den Beurteilungspunkten unter Beachtung der Vorgaben gemäß Kap. 11.1 (PeutzConsult 2016)	78

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Prüfschritte zur Erheblichkeitsbeurteilung von ggf. kumulierten zu erwartenden Zusatzkonzentrationen bzw. -depositionen anhand von Critical Levels/Loads.....	29
---------	---	----

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 auf einer Gesamtfläche von ca. 288 ha. Die bebaubare Fläche wird sich auf ca. 155 ha belaufen.

Es liegt eine städtebauliche Rahmenplanung für das Industrieareal newPark in Datteln vor. Diese sieht einen Kernbereich für großflächige Industrienutzung mit Einheiten größer als 10 ha vor, die sich nördlich einer zentralen Erschließungsachse erstrecken sollen.

Südlich der Haupteerschließungsachse sind kleinere Ansiedlungseinheiten zwischen 3 und 10 ha für produzierende Industrie und gewerbliche Unternehmen („Light Industries“) zur Ergänzung des Kernbereiches vorgesehen. Ein Forschungs- und Technologiebereich rundet das Flächenangebot ab.

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 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.

2 Aufgabenstellung

Die Planung des Industriegebietes newPark erfordert auch den Nachweis der Verträglichkeit des Baus, der Anlage und des Betriebes der anzusiedelnden Betriebe.

Das Ziel des vorliegenden Projektes ist die Prüfung der Erheblichkeit und Vermeidbarkeit erheblicher Auswirkungen der Einträge von Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Quecksilber, Thallium, Zink, Kupfer, Chrom, Antimon, Vanadium, Zinn, Benzol, Fluorwasserstoff, Tetrachlorenchloroethen 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“.

Aus der Wirkung dieser Stoffe auf Ökosysteme, insbesondere auf die relevanten FFH-Lebensraumtypen (LRT) und Arten, wird die Erheblichkeit der zu erwartenden Einträge aus dem newPark-Industrieareal abgeleitet. Dabei werden Empfehlungen zu Schwellenwerten einbezogen. In Form einer Einzelfalluntersuchung wird das Risiko einer erheblichen Beeinträchtigung für die FFH-Lebensraumtypen der charakteristischen lebensraumtypischen Arten und Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie im Wirkraum von newPark bewertet.

Für Schwermetalle werden derzeit im Rahmen eines Forschungsprojektes des Umweltbundesamtes (UBA) die Grundlagen aktualisiert, um wirkungsbezogen fundierte Belastbarkeitsgrenzen zu ermitteln. ÖKO-DATA als Auftragnehmer dieses UBA-Projektes ist daher in der Lage, auf Basis des Standes der Wissenschaft Critical Loads für die Schwermetalle zu ermitteln und hieraus die Kontingente für die zulässigen Einträge in die FFH-LRT im Wirkraum von newPark abzuleiten.

Innerhalb des Betrachtungsgebietes werden hierzu im Rahmen einer Einzelfalluntersuchung die Belastbarkeitsgrenzen („Critical Load“) standortspezifisch für 50 Beurteilungspunkte, die repräsentativ sind für alle vorkommenden Ausprägungsformen der FFH-Lebensraumtypen in diesen FFH-Gebieten, ermittelt. Für diese FFH-Gebiete liegen bereits umfangreiche Untersuchungen hinsichtlich der Empfindlichkeit der LRT gegenüber eutrophierenden Stickstoffeinträgen sowie versauernden Stickstoff- und Schwefeleinträgen vor (ÖKO-DATA 2012, ÖKO-DATA 2013). Die Lage des newPark-Industrieareals zu den o.g. FFH-Gebieten erlaubt es, die für diese Problematik herangezogenen Beurteilungspunkte auch als die bestgeeigneten repräsentativen Standorte für die Prüfung der FFH-Verträglichkeit mit Schwermetalleinträgen aus newPark heranzuziehen. Darüber hinaus sind keine weiteren FFH-Gebiete oder LRT-Flächen betroffen.

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. Das Büro PeutzConsult hat daher die zulässigen Depositionen an den Beurteilungspunkten entsprechend den geltenden Immissionsgrenzwerten für Schadstoffdepositionen der TA Luft, Abschnitt 4.5.1 als Basis für die Ermittlung der zulässigen Emissionen aus dem Industriegebiet newPark zugrunde gelegt. Die Zulässigkeit dieser Emissionskontingente soll mit diesem Gutachten anhand wirkungsbezogener Belastbarkeitsgrenzen (Critical Load) überprüft werden und diese vorläufigen Kontingente auf der Basis der TA Luft sollen zur Vermeidung erheblicher Beeinträchtigung von FFH-Gebieten, wenn erforderlich, reduziert werden, bzw. durch weitere Schadensvermeidungsmaßnahmen unterstützt werden.

Die Critical Load für die Schwermetalle Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Zink, Kupfer, Chrom und Quecksilber werden im Gutachten mit Hilfe des international üblichen Einfachen-Massenbilanz-Modells entsprechend Manual (ICP Modeling & Mapping 2004-2013) ermittelt, in das u. a. Eingangsdaten aus dem bei ÖKO-DATA entwickelten BERN-Modell (Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions) eingespeist werden.

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. Beschreibung geochemischer Prozesse bei Einwirkung atmosphärischer Einträge von Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Quecksilber, Thallium, Zink, Kupfer, Chrom, Benzol, Fluorwasserstoff, Tetrachlorethen, nicht toxischem Feinstaub (PM10 und PM2,5), Antimon, Vanadium und Zinn;
2. Beschreibung physiologischer Beeinträchtigungen durch die o.g. Einträge bei den LRT-prägenden Arten und Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie;
3. Beschreibung ökosystemarer Wirkungen in den relevanten Lebensraumtypen;
4. Einschätzung von ökotoxischen Wirkungsschwellen;
5. Ermittlung der Belastbarkeitsgrenzen (Critical Load) für den Erhalt bzw. die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes der FFH-LRT im Untersuchungsgebiet an 50 Beurteilungspunkten für die Schwermetalle;
6. Bewertung der Erheblichkeit der zusätzlichen Beeinträchtigungen der FFH-Lebensraumtypen durch die ermittelte Zusatzdeposition (PeutzConsult 2014) aus dem Betrieb im newPark Datteln für die Schwermetalle sowie für Benzol, Fluorwasserstoff, Tetrachlorethen und Feinstaub (PM10 und PM2,5);

7. Vorschlag von Vermeidungsmaßnahmen zur Reduzierung der Luftschadstoffeinträge auf ein unerhebliches Maß (Kontingentierung).

3 Untersuchungsgebiet

Im Rahmen zweier FFH-Verträglichkeitsuntersuchungen für andere geplante Vorhaben (ÖKO-DATA 2012, ÖKO-DATA 2013) wurden die Auswirkungen von eutrophierenden und versauernden Luftschadstoffeinträgen in folgenden FFH-Gebieten bereits geprüft:

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

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 (2013) sind mit dem Zusatz „n“ nach der Nr. des BP gekennzeichnet. Die anderen BP (ohne „n“) sind dem Gutachten von ÖKO-DATA (2012) entnommen.

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

BP	LRT	Name des LRT	Rechtswert	Hochwert
FFH- Gebiet DE 4209-302 Lippeaue				
1	9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i>	2593004	5729082
2	91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i>	2593102	5728460
3	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i>	2595290	5727631
4	91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i>	2595622	5727737
6	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i>	2598388	5726061
7	9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i>	2598348	5725990
7b	9110	Hainsimsen-Buchenwald	2598329	5725823
9 (= 4n)	6510	Magere Flachland-Mähwiesen (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	2599706	5724979
11	9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	2600573	5723702
12 (= 7n)	91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i>	2600665	5723663
13	6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	2601119	5723425
14	6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	2601398	5722457
FFH- Gebiet DE-4314-302 Teilabschnitte Lippe - Unna, Hamm, Soest, Warendorf				
18	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i>	2607976	5721574
FFH- Gebiet DE 4311-301 In den Kämpen, Im Mersche und Langerner Hufeisen				
19	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i>	2607350	5721214
20	6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	2608211	5721866

BP	LRT	Name des LRT	Rechtswert	Hochwert
22	3150	Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamions oder Hydrocharitions (Ufervegetation)	2608312	5721915
23	6510	Magere Flachland-Mähwiesen (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	2609168	5722871
24	91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i>	2608889	5723317
FFH- Gebiet DE-4311-304 Wälder bei Cappenberg				
26	9110	Hainsimsen-Buchenwald	2605991	5723966
27	9110	Hainsimsen-Buchenwald	2606173	5724041
28	9110	Hainsimsen-Buchenwald	2607692	5725345
29	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i>	2608302	5725831
30	9110	Hainsimsen-Buchenwald	2606544	5727542
31	9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	2604570	5726769
C1	9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	2604720	5724246
C2	9130	Waldmeister-Buchenwald	2604724	5724509
C3	9130	Waldmeister-Buchenwald	2604800	5724501
C4	9130	Waldmeister-Buchenwald	2604873	5724464
C5	9110	Hainsimsen-Buchenwald	2605989	5723949
C6	9110	Hainsimsen-Buchenwald	2607014	5725388
C7	9110	Hainsimsen-Buchenwald	2607617	5725331
C8	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i>	2608311	5725852
C9	9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	2604617	5726825
C10	9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	2604837	5727110
C11	9110	Hainsimsen-Buchenwald	2604959	5727131
FFH- Gebiet DE 4209-302 Lippeaue				
2n	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alnopadion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	2597924	5726273
3n	9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i>	2598304	5726002
3bn	9110	Hainsimsen-Buchenwald	2598269	5725967
6bn	6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	2600471	5724394
22n	9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	2591673	5729294
23n	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alnopadion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	2598302	5726000
25n	9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	2600311	5723738
26n	9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i>	2600486	5723847
27n	91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Ulmenion minoris</i>)	2600604	5724095
28n	6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	2600768	5723621
FFH- Gebiet DE-4314-302 Teilabschnitte Lippe - Unna, Hamm, Soest, Warendorf				
9n	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alnopadion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	2601949	5722072
13n	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alnopadion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	2604601	5721753
FFH- Gebiet DE 4311-301 In den Kämpen, Im Mersche und Langerner Hufeisen				

BP	LRT	Name des LRT	Rechtswert	Hochwert
16n	6510	Magere Flachland-Mähwiesen (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	2608790	5723115
30n	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (Alnopadion, <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	2607277	5721341
FFH- Gebiet DE-4311-304 Wälder bei Cappenberg				
21n	9110	Hainsimsen-Buchenwald	2606147	5724007
32n	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i>	2605387	5727023

Die Beurteilungspunkte sind hinsichtlich ihrer abiotischen Ausstattung sowie hinsichtlich der Erhaltungs- bzw. Entwicklungsziele für die Vegetation wie folgt gekennzeichnet (vgl. Tab. 2).

Tab. 2: Übersicht über die abiotische und biotische Ausstattung der Beurteilungspunkte in den FFH-Gebieten der Wirkungszone des Industriegebiets newPark

BP	LRT	Pflanzengesellschaft im günstigen Erhaltungszustand (Entwicklungsziel)	Bodentypen	Bodenarten/ Substrattypen
1	9190	Betulo-Quercetum (GAUME 1924) TX. 1937	Typischer Auengley, zum Teil pseudovergleyt + Auengley-Brauner Auenboden, zum Teil Typischer Brauner Auenboden	schluffiger Lehm und toniger Lehm
2	91F0	Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953	Auengley-Brauner Auenboden, zum Teil Typischer Brauner Auenboden	Sand und schwach lehmiger Sand und lehmiger Sand
3	91E0	Stellario nemorum-Alnetum glutinosae LOHMEYER 1957	Auengley-Brauner Auenboden, zum Teil Typischer Brauner Auenboden/Gley	schluffig-lehmiger Sand und schwach sandiger Lehm
4	91F0	Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953	Auengley-Brauner Auenboden, zum Teil Typischer Brauner Auenboden	schluffig-lehmiger Sand und schwach sandiger Lehm
6	91E0	Carici remotae-Fraxinetum W. KOCH 1926 ex FABER 1936	Typischer Gley, z. T. Podsol Gley	Mittelsand und Feinsand
7	9190	Betulo-Quercetum roboris (Molinia-Subass.) (GAUME 1924) TX. 1937	Typischer Gley, z. T. Podsol Gley	Mittelsand und Feinsand
7b	9110	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASSARGE 1960	Typischer Gley, z. T. Podsol Gley	Mittelsand und Feinsand
9 (= 4n)	6510	Arrhenatheretum elatioris subatlanticum (<i>Alopecurus</i> -Subass.) TX. 1937 (1955)	Typischer Auengley, zum Teil pseudovergleyt	schluffiger Lehm (karbonathaltig) und toniger Lehm
11	9160	Stellario holostea-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957	Gley-Braunerde	Mittelsand und Feinsand
12 (= 7n)	91F0	Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953	Typischer Auengley, zum Teil pseudovergleyt	schluffiger Lehm und toniger Lehm
13	6430	Convolvulo-Epilobietum hirsuti HILBIG, HEINRICH u. NIEMANN 1972 nom. inv.	Auengley-Brauner Auenboden, zum Teil Typischer Brauner Auenboden	Sand und schwach lehmiger Sand und lehmiger Sand
14	6430	Chaerophylletum bulbosi TX. 1937 + Valeriano-Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946 ex VAN DOORSELAAR 1961 + Phalaridetum arundinaceae LIBBERT 1931+ <i>Lysimachia vulgaris</i> - <i>Lythrum salicaria</i> -Ges. + <i>Convolvulus sepium</i> - <i>Epilobium hirsutum</i> -Ges.	Auengley-Brauner Auenboden, zum Teil Typischer Brauner Auenboden	Sand und schwach lehmiger Sand und lehmiger Sand
18	91E0	Salicetum albae ISSLER 1926	Auengley-Brauner Auenboden, zum Teil Typischer Brauner Auenboden	Sand (karbonathaltig) und schwach lehmiger Sand

BP	LRT	Pflanzengesellschaft im günstigen Erhaltungszustand (Entwicklungsziel)	Bodentypen	Bodenarten/ Substrattypen
19	91E0	Salicetum albae ISSLER 1926 + Salicetum triandro-viminalis TX. 1948	Auengley-Brauner Auenboden, zum Teil Typischer Brauner Auenboden	Sand (karbonathaltig) und schwach lehmiger Sand
20	6430	Chaerophylletum bulbosi TX. 1937 + Valeriano-Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946 ex VAN DOORSELAAR 1961+ Convolvulus sepium-Epilobium hirsutum-Ges.	Auengley-Brauner Auenboden, zum Teil Typischer Brauner Auenboden	Sand (karbonathaltig) und schwach lehmiger Sand
22	3150	Caricetum paniculatae WANGERIN 1916 WANGERIN 1916 ex ROCHOW 1951	Typischer Auengley, zum Teil pseudovergleyt	schluffiger Lehm (karbonathaltig) und toniger Lehm (karbonathaltig),
23	6510	Arrhenatheretum elatioris subatlanticum (Alopecurus-Subass.) TX. 1937 (1955)	Gley-Podsol	Mittelsand und Feinsand
24	91F0	Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953 + Stellario holosteae-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957 + Salicetum albae ISSLER 1926 + Salicetum triandro-viminalis TX. 1948	Auengley-Brauner Auenboden, zum Teil Typischer Brauner Auenboden	schluffig-lehmiger Sand (karbonathaltig) und schwach sandiger Lehm (karbonathaltig)
26	9110	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASSARGE 1960	Braunerde-Pseudogley	aus Geschiebelehm
27	9110	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASSARGE 1960	Braunerde-Pseudogley	aus Geschiebelehm
28	9110	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASSARGE 1960	Pseudogley	aus Geschiebelehm
29	91E0	Carici remotae-Fraxinetum excelsi W.KOCH 1926 ex FABER 1936	Nassogley	aus Bachablagerungen (Holozän), über Geschiebemergel
30	9110	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASSARGE 1960	Pseudogley	aus Geschiebelehm
31	9160	Stellario holosteae-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957	Pseudogley-Braunerde	aus Geschiebelehm
C1	9160	Stellario holosteae-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957	Braunerde-Pseudogley	lehmig-sandig
C2	9130	Melico-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) KNAPP em. 1942	Pseudogley-Braunerde	lehmig-sandig
C3	9130	Asperulo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) SOUGNEZ u. THILL 1959	Braunerde-Pseudogley	stark lehmig-sandig
C4	9130	Asperulo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) SOUGNEZ u. THILL 1959	Braunerde-Pseudogley	stark lehmig-sandig
C5	9110	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASSARGE 1960	Braunerde-Pseudogley	stark lehmig-sandig
C6	9110	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASSARGE 1960	Braunerde-Pseudogley	lehmig-sandig
C7	9110	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASSARGE 1960	Pseudogley	stark lehmig-sandig
C8	91E0	Carici remotae-Fraxinetum excelsi W. KOCH 1926 ex FABER 1936	Nassogley	lehmig-sandig
C9	9160	Stellario holosteae-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957	Pseudogley-Braunerde	lehmig-sandig
C10	9160	Stellario holosteae-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957	Braunerde-Pseudogley	stark lehmig-sandig
C11	9110	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASSARGE 1960	Braunerde-Pseudogley	stark lehmig-sandig
2n	91E0	Cardamino armarae-Alnetum glutinosae (MEIJER-DREES 1936) PASSARGE 1968	Gley-Vega	lehmig-sandig

BP	LRT	Pflanzengesellschaft im günstigen Erhaltungszustand (Entwicklungsziel)	Bodentypen	Bodenarten/ Substrattypen
3n	9190	Betulo-Quercetum roboris (Molinia-Subass.) (GAUME 1924) TX. 1937	Gley	sandig
3bn	9110	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASS. 1957	Gley	sandig
6bn	6430	Convolvulo-Eupatorietum cannabini (OBERD. et al. 1967) GÖRS 1974	Auengley-Brauner Auenboden zum Teil Typischer Brauner Auenboden	Sand und schwach lehmiger Sand und lehmiger Sand
22n	9160	Stellario holostea-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957	Gley	lehmig-sandig
23n	91E0	Cardamino armarae-Alnetum glutinosae (MEIJER-DREES 1936) PASSARGE 1968	Gley	sandig
25n	9160	Stellario holostea-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957	Gley-Braunerde	Mittelsand und Feinsand
26n	9190	Holco mollis-Quercetum (robori-petraeae) LEMÉE 1937 corr. et em. OBERD. 1992	Gley-Braunerde	Mittelsand und Feinsand
27n	91F0	Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953	Gley-Vega	lehmig-sandig
28n	6430	Valeriano-Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946	Gley-Vega	lehmig-sandig
9n	91E0	Salicetum albae ISSLER 1926	Auengley-Brauner Auenboden zum Teil Typischer Brauner Auenboden	Sand und schwach lehmiger Sand und lehmiger Sand
13n	91E0	Salicetum albae ISSLER 1926	Gley-Vega	sandig- lehmig
16n	6510	Arrhenatheretum elatioris subatlanticum (Alopecurus-Subass.) TX. 1937 (1955)	Auengley-Brauner Auenboden, z.T. Typischer Brauner Auenboden	Sand (karbonathaltig) und schwach lehmiger Sand (karbonathaltig) und lehmiger Sand (karbonathaltig)
30n	91E0	Salicetum albae ISSLER 1927	Gley	lehmig-sandig mit Niedermoortorf
21n	9110	Maianthemo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) PASSARGE 1960	Braunerde-Pseudogley	aus Geschiebelehm
32n	91E0	Carici remotae-Fraxinetum excelsi W. KOCH 1926 ex FABER 1936	Pseudogley-Gley	aus Bachablagerungen (Holozän) über Geschiebemergel

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.

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.

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 Lebensraumsaiz 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.

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 struktureiche Bachmorphologie häufig durch eine ausgeprägte Mäandrierung und die Ausbildung von örtlich bis zu 5 m hohen Steilufern.

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

4.1 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 Blattnerven 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 unnormalem 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).

4.2 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 (UBA 2004/2010).

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 verringerter 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).

4.3 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 Methyl-Quecksilber (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.

4.4 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.

4.5 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.

4.6 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.

4.7 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 Wurzel ausbreitung, Verkümmern, abnormale Wurzelverzweigungen und -verdickungen, Dunkelverfärbung).

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

Wurzelbildung 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 Karbohydrat- 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).

4.8 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 Verwendungsgebiet von Chrom(VI)-Verbindungen war und ist die Galvanotechnik. Chromtrioxid-Lösungen dienen zu 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 (Dauderer 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 bekannt gewordenen 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.

4.9 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.

4.10 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.

4.11 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).

4.12 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.

4.13 Feinstaub (PM10 und PM2,5)

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. Diese Wirkungen sind jedoch bereits bei der Ermittlung von Critical Load für N- und S-Einträge berücksichtigt (ÖKO-DATA 2012, 2013, 2014). 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).

4.14 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 größeren, 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 immobilisierter 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 Kleinsäugern 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 (1993) 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.

4.15 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 $2\mu\text{g V kg}^{-1}$ 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 Aufnahmerate am höchsten, bei pH-Werten um 10 sank die Aufnahmerate auf ein sehr niedriges Niveau. Bei pH-Werten zwischen 5 und 8 bleibt die Aufnahmerate 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 $0,5\text{-}2\text{ mg V kg}^{-1}\text{ TS}$ aus (Schroeder et al. 1963). Andererseits sind bei einigen Pflanzen auf verunreinigten Böden auch durchschnittliche Gehalte von $144\text{ mg V kg}^{-1}\text{ TS}$ 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. 5.4).

4.16 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 Aufnahmerate 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 $20\text{-}30\text{ mg Sn kg}^{-1}\text{ TS}$.

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 Nervensystems, 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.

5 Beurteilungsmaßstäbe für die Erheblichkeit von Schadstoffeinträgen aus der Luft

5.1 Vorgaben von Grenzwerten aus gesetzlichen Regelungen und Empfehlungen

5.1.1 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:

Zum Schutz von terrestrischen Ökosystemen sind Grenzwerte für den Eintrag von Luftschadstoffen in folgenden Verordnungen, Richtlinien und Empfehlungen enthalten:

- 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.
- 39. BImSchV (2010): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen vom 2. August 2010 (BGBl. I S. 1065).
- TA Luft (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002.
- Brandenburgische Vollzugshilfe (Landesumweltamt Brandenburg) (2008): Vollzugshilfe zur Ermittlung erheblicher und irrelevanter Stoffeinträge in Natura 2000-Gebiete - Stand November 2008.

Die in diesem Projekt ermittelten Critical Loads für Schwermetalle sind nur bedingt vergleichbar mit den Grenzwerten der bisher empfohlenen bzw. gesetzlich vorgegebenen Grenzwerte (vgl. Tab. 3). Dies ist bereits daraus ersichtlich, dass die Grenzwerte auch zwischen den Regelwerken z.T. stark schwanken. Die Ursache hierfür liegt darin, dass die bisher getroffenen Festlegungen von Grenzwerten in der TA Luft und in der Brandenburgischen Vollzugshilfe nicht auf wirkungsbasierten Studien beruhen, sondern aus Fachkonventionen resultieren. Deshalb wird z. Zt. ein Forschungsvorhaben, beauftragt vom Umweltbundesamt, durchgeführt, das zu einer Verifizierung von Grenzwerten für den Schutz von Ökosystemen auf Basis von wirkungsbasierten Critical Loads (CL) beitragen soll.

Tab. 3: Zusammenstellung von Beurteilungswerten für Schwermetallflüsse und -konzentrationen zum Schutz von Ökosystemen

	TA Luft Tab. 6 ¹⁾	TA Luft Tab. 8 ²⁾	39. BIm-SchV	BBodSchV (Fracht)	BBodSchV (Vorsorge) Ton/Lehm/Sand	BB-Vollzugshilfe für FFH-LRT	BB-Vollzugshilfe für FFH-LRT	CL (UBA, in Vorb.)
	[g ha ⁻¹ a ⁻¹]				[mg kg ⁻¹]	[mg kg ⁻¹]	[g ha ⁻¹ 100a ⁻¹]	[g ha ⁻¹ a ⁻¹]
Hg	4	110		1,5	1/0,5/0,1	0,1	3,6	0,2 – 0,6
Cd	7	9	16	6	1,5/1/0,4	0,3	10,8	4,1 – 42,4
Pb	365	675	1577	400	100/70/40	50	1800	6 - 601
As	15	4271	19			2	72	194 - 721
Ni	55		63	100	70/50/15	10	360	145 - 3388
Tl	7	26						
Cu				360	60/40/20	30	1080	10 - 712
Zn				1200 ³⁾	200/150/60	100	3600	145 - 3388
Cr				300	100/60/30	2	72	133 - 472

¹⁾ Immissionswerte für Schadstoffdepositionen

²⁾ Depositionswerte für das Vorliegen schädlicher Umwelteinwirkungen bei Ackerboden oder Grünland

³⁾ zulässige Zusatzbelastung nach §11 Abs. 2 BBodSchV

5.1.2 Feinstaub

In der TA Luft, Tab. 2, wird ein Immissionsgrenzwert für nicht gefährdenden Staubbiederschlag zum Schutz vor erheblichen Belästigungen oder erheblichen Nachteilen von $0,35 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($= 1277 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) angegeben. Das Schutzgut wird jedoch nicht explizit genannt.

Die 39. BImSchV gibt für PM_{2,5} eine Grenzkonzentration von 25 µg m^{-3} vor.

5.1.3 Schadgase

Für den Schutz von Ökosystemen ist lediglich eine Grenzkonzentration für Flurwasserstoff (HF) in der TA Luft (Kap. 4.4) mit $0,3 \text{ µg m}^{-3}$ vorgegeben. Dieser Wert wird mit Bezug auf die TA Luft auch in der Brandenburgischen Vollzugshilfe empfohlen.

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 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 $0,15 \text{ µg m}^{-3}$ für Benzol und $0,3 \text{ µg m}^{-3}$ für Tetrachlorethen angegeben werden.

5.2 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 hat 2012 (in: Landschaft + Siedlung 2014) 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. (vgl. Tab. 4).

Tab. 4: Abschneidekriterien für die Abgrenzung des Untersuchungsgebietes (LANUV 2012 in: Landschaft + Siedlung 2014)

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 $\mu\text{g m}^{-3}$	
Flurwasserstoff	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.

5.3 Beurteilung anhand von Critical Loads und Critical Levels

5.3.1 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 (ICP Modelling and Mapping 2004-2013, 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 Grenz-Konzentration (Critical Level) in der Atmosphäre angegeben. Ein Critical Level ist die Konzentration von Schadstoffen in der Atmosphäre, oberhalb derer direkte Schadeffekte an empfindlichen Pflanzen nach derzeitigem Wissen zu erwarten sind (ICP Modelling & Mapping 2004 - 2013) (vgl. auch Abb. 1).

Prüfschritte zur Erheblichkeitsbeurteilung anhand von Critical Levels/Loads

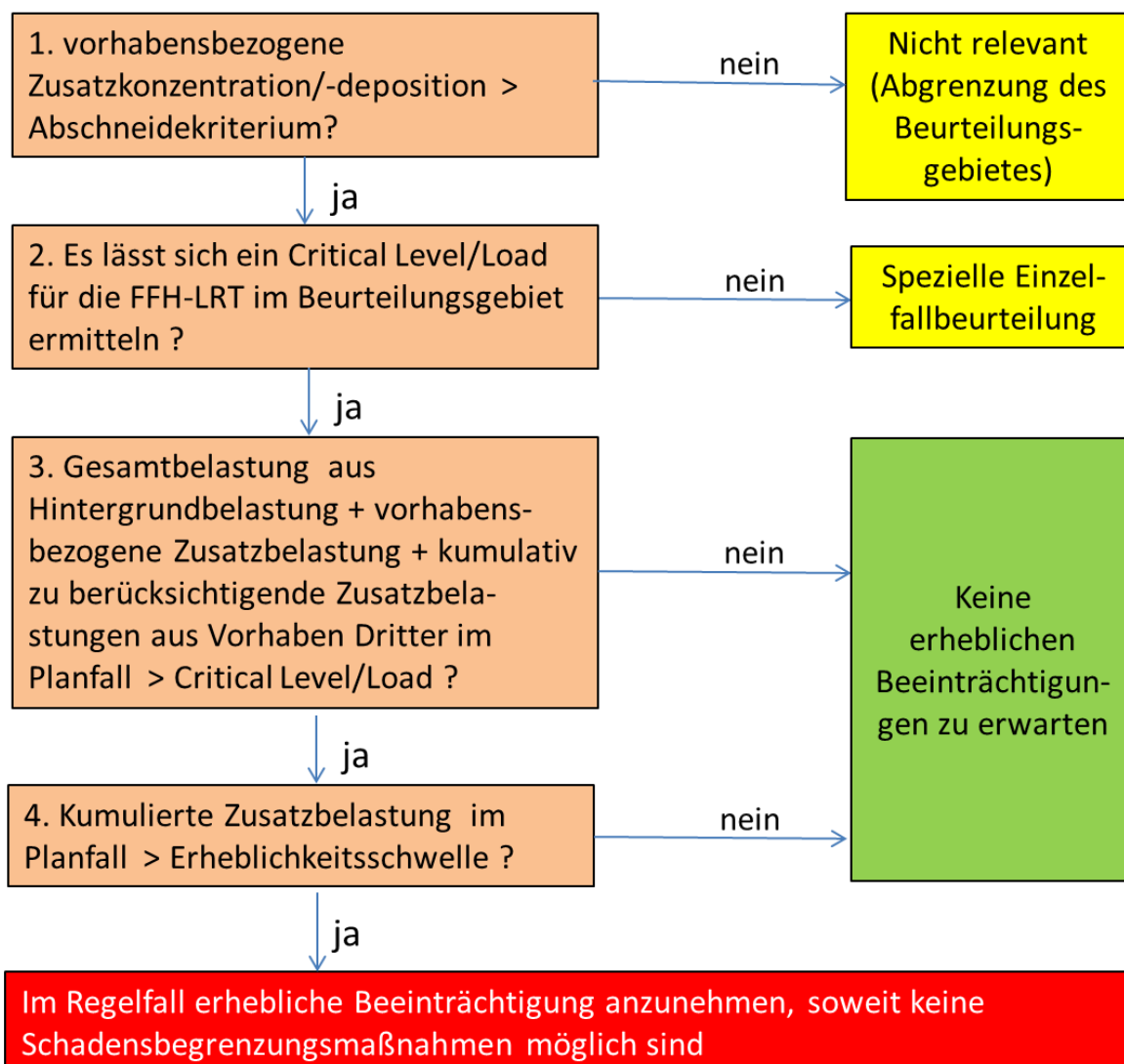


Abb. 1: Prüfschritte zur Erheblichkeitsbeurteilung von ggf. kumulierten zu erwartenden Zusatzkonzentrationen bzw. -depositionen anhand von Critical Levels/Loads

5.3.2 Erheblichkeitsschwelle

Erheblichkeitsschwellen für Schadstoffeinträge sind in der Brandenburger Vollzugshilfe (LUA Brandenburg 2008) 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 LUA Brandenburg (2008) 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, in: Landschaft + Siedlung 2014), 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**
- **Flurwasserstoff: 3% des phytotoxischen Critical Levels**
- **Tetrachlorethen: 3% des phytotoxischen Critical Levels**

Ist die Erheblichkeitsschwelle größer als das Abschneidekriterium, das aus der Nachweisbarkeitsgrenze abgeleitet ist (vgl. Tab. 4), dann gilt die Erheblichkeitsschwelle für die vorhabensbedingte Zusatzbelastung, zuzüglich der Summationsbeiträge von Vorhaben Dritter.

Ist die Erheblichkeitsschwelle jedoch kleiner als das Abschneidekriterium, das aus der Nachweisbarkeitsgrenze abgeleitet ist (vgl. Tab. 4), dann gilt die Erheblichkeitsschwelle nur für die vorhabensbedingte Zusatzbelastung ohne die Summationsbeiträge von Dritten. In diesen Fällen ist das Abschneidekriterium im Sinne von LANUV (2013) mit der Erheblichkeitsschwelle identisch.

5.4 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 Schadstoffgehalte in Böden können die Hintergrundwerte herangezogen werden (LABO 2003). Zu den Hintergrundwerten wird in der Publikation von Bachmann et al. (1998) folgende Information gegeben: "Hintergrundwerte sind repräsentative Werte für allgemein verbreitete Hintergrundgehalte eines Stoffes oder einer Stoffgruppe in Böden. Der Hintergrundgehalt eines Bodens setzt sich zusammen aus dem naturgegebenen (geogenen/pedogenen) Grundgehalt eines Bodens und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Stoffeinträge in die 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 Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe veröffentlichte 2008 die Ergebnisse einer bundesweiten Messkampagne von Hintergrundwerten bisher nicht in der BBodSchV geregelter Schwermetalle (BGR 2008), u.a. für Antimon und Vanadium (vgl. Tab. 5 und Tab. 6). Die bundesdeutsche Zusammenstellung wurde zunächst nach Ausgangsgesteinshauptgruppen differenziert, da die Abhängigkeit der Hintergrundwerte im Wesentlichen von den geogenen Gehalten der Ausgangsgesteine und deren Verwitterbarkeit abhängt. Durch Zuordnung der Bodenarten-Hauptgruppen zu den Ausgangsgesteinsgruppen wurde eine Differenzierung der Gehaltspannen auch zu Bodenarten durchgeführt. Zinngehalte wurden nicht gemessen.

Tab. 5: Hintergrundwerte der Vanadium- und Antimongehalte in Deutschland im Oberboden in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein (BGR 2008)

Hintergrundwerte im Oberboden [mg kg⁻¹ Boden]				
	V		Sb	
	Median	90er Perz.	Median	90er Perz.
Terrassen- und Schotterablagerungen				
Grünland	26	(94)*	-	-
Forst	18	(48)	-	-
Sande und mächtige sandige Deckschichten + Geschiebemergel/-lehm im Wechsel mit geringmächtigen Deckschichten				
Grünland	15	36	0,3	0,8
Forst	8	13	0,3	0,8
Geschiebelehm/-mergel				
Grünland	64	(117)	0,5	1,05
Forst	28	(66)	0,6	(2,1)

* Werte in Klammern sind berechnete Werte

Tab. 6: Hintergrundwerte der Vanadium- und Antimongehalte in Deutschland im Oberboden in Abhängigkeit von der Bodenarthauptgruppe (BGR 2008)

Hintergrundwerte im Oberboden [mg kg⁻¹ Boden]				
	V		Sb	
	Median	90er Perz.	Median	90er Perz.
Sande				
Grünland	15	36	0,3	0,8
Forst	8	13	0,3	0,8
Schluffe/Lehme				
Grünland	23-66 (156)*	55-93 (231)***	0,3-0,9 (1,6)*	0,5-2 (4,8)*
Forst	26-71 (156)*	44-147 (231)***	0,4-1,3 (1,9)*	1-2 (3,6)*,[5,3]**
Tone				
Grünland	41	(63)***	0,7	1,7
Forst	-	-	-	-

* gilt für bindige Böden auf sauren Magmatiten und Metamorphiten

** gilt für Kalk- und Mergelgesteine

*** gilt für bindige Böden auf basischen Magmatiten und Metamorphiten

6 Ermittlung von Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads) im Untersuchungsgebiet

6.1 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.

6.1.1 Methodischer Ansatz und allgemeine Grundlagen

Der methodische Ansatz zur Berechnung von Critical Load für Schwermetalle folgt in diesem Projekt den Empfehlungen im Manual des ICP Modeling & Mapping (2004 - 2013, Kap. 5.5). 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 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

M_u = Nettoaufnahme des Metalls M in Biomasse unter Critical Load-Bedingungen [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

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

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.

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

6.1.2.1 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. 21. Diese wurden wie folgt ermittelt:

Ermittlung der vegetationspezifischen 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. 7).

Tab. 7: Schwermetallgehalte (g t^{-1} Trockensubstanz) in Derbholz mit Rinde der Hauptbaumarten

Baumart	Schwermetallgehalte (g t^{-1} Trockensubstanz)								
	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 standorttypspezifische 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. 8).

Tab. 8: 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)
Bergkiefer	1,5	0,7	1,5	0,7	geschätzt
Rotbuche	7,8	4,9	3,7	2,4	Schober 1967 (in Schober 1975)
Stiel- und Trauben-Eiche	6,7	4,0	2,1	1,4	Jüttner 1955 (in Schober 1975)
Erle	8,0	4,3	4,5	2,5	Mitcherlich (in Schober 1975)
Birke	4,9	2,8	3,6	2,1	Schwappach 1929 (in Schober 1975)
Weiden, alle Arten	5,0	2,3	3,4	1,6	Schober 1975
Roteiche	9,2	6,2	5,8	4,0	Bauer 1953
Esche	6,2	3,7	4,1	2,5	Wimmenauer 1919
Robinie	10,5	5,7	5,7	3,3	Erteld 1952
Winterlinde	8,8	5,2	5,0	3,0	Böckmann 1990
Ulme		4,0		2,8	Schober 1987
Ahorn		3,5		2,5	Schober 1987
Pappeln	13,2	4,5	3,0	1,1	Knapp 1973
Hainbuche		5,6		2,5	Schober 1987

Die so erhaltenen Festmaß-Zuwächse (DGZ 100) werden in Gewichtsmaß-Zuwächse mit Hilfe der baumartenspezifischen Holz- und Rindendichte umgerechnet (vgl. Tab. 9).

Tab. 9: Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masse-Verhältnisse (de Vries et al. 1990)

Baumart	Dichte von Stammholz	Dichte von Rinde	Verhältnis von Rinde zu Stammholz
	[m ³ t ⁻¹ 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 Grünlandbiotope ergibt sich aus der Zuwachsrate oberirdischer Grünmasse im Jahr (vgl. Tab. 10) und den Schwermetall-Gehalten in der Erntemasse (vgl. Tab. 11).

Tab. 10: Schwermetallgehalte (g t^{-1} Trockensubstanz) von Grasland

Pflanzenart	Schwermetallgehalte [g t^{-1} Trockensubstanz]								
	Pb	Cd	Hg	Ni	As	Tl	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. 11: Spannen der Ertragspotenziale der verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen/halbnatürlichen Ökosysteme

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

Abgeleitet aus Luthardt et al. (2008), Quade (1993), Stein-Bachinger et al. (2004), Ruhr-Stickstoff-Aktiengesellschaft (Hrsg.) (1988), Brünnler & 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. 11) 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. 8 und Tab. 11) unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Standortfaktoren, also anhand der potenziellen Biomasseproduktivität des Standorts, zu konkretisieren.

Liegen keine standortspezifischen Angaben zum Ertrag eines LRT vor, wird im Analogieschluss ein repräsentatives Ertragspotenzial der vergleichbaren Bodenform aus der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskartierung 1:1.000.000 für Deutschland (BÜK1000N) wie folgt ermittelt:

Dazu ist zunächst die bestmögliche Abschätzung der Bodenfruchtbarkeit in Abhängigkeit von den Bodenarten der Horizonte der Leitbodenprofile der BÜK1000N (BGR 2014a) notwendig (vgl. Tab. 12).

Tab. 12: Klassifizierung bodenartabhängiger Bodeneigenschaften bezüglich des Einflusses auf potenzielle Holz- und Grünlanderträge

Bo- denart	Entstehung	Bodenwasserhaushalt			Nährstoffhaushalt			Bodengefüge			Relatives Ertragspoten- zial EF_{Boden}
		Porenanteil <0,2 µm mit Totwasser (pF > 4,2)/ Staunässebildung	Austrocknungsge- fährdung	Grund- o. Stauwasser- einfluss	nutzbare Feldkapazi- tät (Porenanteil 0,2-50 µm mit pflanzenver- fügbarem Haftwasser pF4,2-1,8 lg hPa)	Humusspiegel in Ab- hängigkeit von der Bodenart	Kationenaustausch- kapazität	Gründigkeit	Durchwurzelbarkeit (Porenanteil >50 µm mit Luft, pF<1,8)	Verfestigungsneigung im mineralischen Un- terboden-Horizont	
AG Boden (2005, S. 140 ff)	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-hügelligen Flachlandes und der Hügelländer
Lö = Böden der Lößgebiete
Al = alluviale Böden der breiten Flusstäler, einschließlich Terrassenflächen und Niederungen
K = Böden der Küstenregionen
V = Verwitterungsböden aus Festgesteinen und deren Umlagerungsdecken der Berg- und Hügelländer sowie der Mittelgebirge;
Vg = gesteinsreiche Verwitterungsböden des Hochgebirges

Verschiedene Bodeneigenschaften werden im Hinblick auf die Ertragsbildung jeweils als sehr ungünstig (Wert 1) bis sehr günstig (Wert 5) eingeschätzt (Näheres hierzu in BMVBS 2013, S. 182f.) Diese Werte beziehen sich auf die Horizonte der Leitbodenprofile aus der BÜK-1000N-Datenbank.

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. 12 entsprechend der folgenden Übersicht zu Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung zusammengefasst und die Mittelwerte der Klassen gebildet (vgl. Tab. 13). Anschließend wurde der Mittelwert aus den 3 Haupteinflussfaktoren ermittelt (vgl. Tab. 12, letzte Spalte).

Tab. 13: 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 Leitbodenprofils der BÜK 1000N 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 vegetationsspezifische 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. 14).

Tab. 14: Bestimmung der Hauptdurchwurzelungstiefe aus Länge der Hauptwurzeltracht und durchwurzelbarer Tiefe

Vegetationstyp/ Hauptbaumart	Potenzielle Durchwurzelungstiefe [cm]	Schnitt der Durchwurzelungstiefe durch die Horizont-Oberkante (vgl. AG Boden 2005, S. 98 ff)
Ackerfruchtarten	40	C C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Natürliches Grünland	40	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Heiden und Moorheiden	20	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, Esche	80	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), Hainbuche, 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 vegetationstypische 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 Ertragspotenziale eingegangen.

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

$$EP_{(klima-korr)} = EP_{(Boden)} (1 + f_{vz})$$

$$f_{vz} = \frac{VZ[d] - 100[d]}{200[d] - 100[d]}$$

wobei:

- $EP_{(klima-korr)}$ = klimakorrigiertes Ertragspotenzial
 f_{vz} = vegetationszeitabhängiger Korrekturfaktor
 $EP_{(Boden)}$ = bodenspezifisches Ertragspotenzial (zwischen 1...5)
 VZ = Vegetationszeitdauer (langjährige durchschnittliche Anzahl der Tage mit einer durchschnittlichen Lufttemperatur von ≥ 10 °C im Jahr)

Berechnung des Biomasse-Ertrages aus vegetations- und standortsspezifischen Ertragspotenzialen

Die Differenz aus dem Minimum und dem Maximum der Erträge laut Ertragstabellen (vgl. Tab. 8 und Tab. 11) wird nun entsprechend dem relativen Ertragspotenzial $EP_{(klima-korr)}$ interpoliert.

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

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

6.1.2.2 Schadloose Auswaschungsrate mit dem Sickerwasser ($M_{le(crit)}$)

6.1.2.2.1 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). 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. 15) mit jenen in Lofts et al. (2004) verglichen. Hierbei ergaben sich nur geringfügige Abweichungen (deVries 2015).

Tab. 15: 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 standortspezifischen 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 2014a) 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(CaCl₂)-Spannen einordnen, woraus der Mittelwert jedem Horizont zugeordnet werden kann¹ (vgl. Tab. 16). Anschließend wurde der tiefenstufengewichtete Mittelwert über die A-Horizonte berechnet.

Tab. 16: Zuordnungs-Matrix 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. 17), so dass dann wie oben beschrieben verfahren werden konnte.

Tab. 17: Zuordnungs-Matrix 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.

¹ 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.

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. 18).

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

Tab. 18: 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 (ICP Modeling & Mapping 2004-2013, Kap. 5.5) 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. 19).

Tab. 19: 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 (ICP Modeling & Mapping 2004-2013, Kap. 5.5),

³⁾ Mittelwert aus Laub- und Nadelwald

Im Manual (ICP Modeling & Mapping 2004-2013, Kap. 5.5) 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 (ICP Modeling & Mapping 2013, Kap. 5.5) 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. 20).

Tab. 20: Zuordnung des Faktors des Vielfachen des atmosphärischen CO₂-Partialdrucks zu den Tiefenstufen, basierend auf den Angaben im Manual (ICP Modeling & Mapping 2004-2013)

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 (ICP Modeling & Mapping 2004-2013, Kap. 5.5).

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 des ICP Modeling and Mapping 2004-2013, V-67). Daraus ergibt sich ein Verhältnis Hg/OM von 0,0000005.

Für die Berechnung von $[Hg]_{ss(crit)}$ 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. 19, 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.

6.1.2.2.2 Sickerwasseraustrag aus der relevanten Bodenschicht

Die Grundlageninformation zur Bestimmung des Wasserabflusses aus der betrachteten Bodenschicht liefert die Karte der Sickerwasserrate für Deutschland (BGR 2014b).

Der originale Datensatz der BGR beinhaltet auf ca. 3,3 % der Rasterzellen Werte, welche kleiner oder gleich 0 sind. Bei einer Betrachtung der Critical Loads im Sinne der einfachen Massenbilanzmethode führen negative Sickerwasserraten zu nicht plausiblen Ergebnissen. Es wurde daher eine Methode angewendet, welche im Mapping Manual (S. V – 48) vorgeschlagen wurde. Die ursprünglichen Sickerraten wurden mit Hilfe der Niederschlagsdaten (Langzeitmittelwert 1981-2010) des Deutschen Wetterdienstes (DWD) korrigiert. Jeweils das Maximum aus 5% des Niederschlages und der originalen Sickerrate bildeten den neuen Wert für die Sickerwasserrate. Mit dieser Methode können negative Werte ausgeschlossen werden.

Diese korrigierten 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)

$Q_{le(z)}$ = Sickerwasserrate unterhalb der gesamten durchwurzelten Bodenschicht (z) (entspricht der Rate aus der Sickerwasserkarte der BGR (2014b))

$f_{ET(zb)}$ = 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 1981-2010

$f_i(zb)$ = 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 2004-2013, Kap. 5.5):

$$f_{ET(zb)} = 0,25 \text{ für } CL(Hg)_{eco}$$

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

$$f_i(zb) = 0,15 \text{ für Grünlandvegetation}$$

$$f_i(zb) = 0,25 \text{ für Rot- und Hainbuche}$$

$$f_i(zb) = 0,20 \text{ für alle anderen Laubbäume}$$

$$f_i(zb) = 0,35 \text{ für Nadelbäume}$$

6.1.3 Standortsspezifische Ermittlung von Critical Loads für Schwermetalle

6.1.3.1 Eingangsdaten

Die Netto-Schwermetall-Aufnahmerate durch die Vegetation (vgl. Tab. 21) wurde ermittelt unter der Annahme, dass eine lebensraumtypische bestandsprägende Bewirtschaftungsweise durchgeführt wird, wie dies in den Erhaltungszielen vorgesehen ist (vgl. ÖKO-DATA 2012, 2013, jeweils Kap. 5.4.1).

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. Ebenfalls berücksichtigt wurden die Schadensbegrenzungsmaßnahmen, die als teilweiser Nutzungsverzicht zur Vermeidung von Versauerungsschäden geplant wurden (vgl. ÖKO-DATA 2014).

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.

Tab. 21: Standortspezifische Eingangsdaten an den Beurteilungspunkten der FFH-Gebiete zur Ermittlung der Schwermetall-Entzüge durch Biomassernte

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	3,3	8,744	0,383	0,059	5,079	0,059	0,303	16,370	7,048	2,440
2	91F0	3,2	10,386	0,455	0,070	6,032	0,070	0,303	19,443	8,371	2,898
3	91E0	3,8	7,163	1,130	0,079	5,857	0,059	0,369	44,278	7,554	2,096
4	91F0	4,0	10,386	0,455	0,070	6,032	0,070	0,303	19,443	8,371	2,898
6	91E0	4,0	4,663	0,736	0,051	3,813	0,039	0,301	28,825	4,918	1,365
7	9190	4,0	7,782	0,341	0,052	4,520	0,052	0,275	14,569	6,272	2,172
7b	9110	3,6	4,246	0,419	0,056	3,671	0,056	0,469	31,010	5,158	1,609
9 (= 4n)	6510	4,0	1,463	0,185	0,048	8,048	0,161	0,119	28,141	4,824	8,844
11	9160	0,0	5,899	0,931	0,065	4,823	0,049	0,469	36,463	6,221	1,726
12 (= 7n)	91F0	3,3	8,787	0,385	0,059	5,103	0,059	0,303	16,449	7,082	2,452
13	6430	3,2	2,228	0,282	0,073	12,253	0,245	0,088	42,842	7,344	13,465
14	6430	4,0	1,756	0,222	0,058	9,656	0,193	0,088	33,761	5,788	10,611
18	91E0	3,4	3,627	0,572	0,040	2,965	0,030	0,182	22,419	3,825	1,061
19	91E0	2,9	3,627	0,572	0,040	2,965	0,030	0,182	22,419	3,825	1,061
20	6430	4,0	1,756	0,222	0,058	9,656	0,193	0,088	33,761	5,788	10,611
22	3150	1,9	1,167	0,147	0,038	6,417	0,128	0,088	22,436	3,846	7,051
23	6510	3,3	1,463	0,185	0,048	8,048	0,161	0,107	28,141	4,824	8,844
24	91F0	3,1	10,386	0,455	0,070	6,032	0,070	0,303	19,443	8,371	2,898
26	9110	2,4	6,122	0,604	0,081	5,294	0,081	0,513	44,712	7,437	2,320
27	9110	2,4	7,405	0,731	0,097	6,404	0,097	0,513	54,087	8,996	2,806
28	9110	3,5	6,122	0,604	0,081	5,294	0,081	0,513	44,712	7,437	2,320
29	91E0	1,9	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,348	0,000	0,000	0,000
30	9110	1,9	6,122	0,604	0,081	5,294	0,081	0,513	44,712	7,437	2,320
31	9160	2,0	5,899	0,931	0,065	4,823	0,049	0,513	36,463	6,221	1,726
C1	9160	1,6	4,937	0,487	0,065	4,269	0,065	0,513	36,058	5,998	1,871
C2	9130	1,8	5,825	0,575	0,077	5,038	0,077	0,513	42,548	7,077	2,207
C3	9130	4,9	6,122	0,604	0,081	5,294	0,081	0,513	44,712	7,437	2,320
C4	9130	0,0	6,122	0,604	0,081	5,294	0,081	0,513	44,712	7,437	2,320
C5	9110	3,3	6,122	0,604	0,081	5,294	0,081	0,513	44,712	7,437	2,320
C6	9110	3,2	5,431	0,536	0,071	4,696	0,071	0,513	39,664	6,597	2,058
C7	9110	3,8	6,122	0,604	0,081	5,294	0,081	0,513	44,712	7,437	2,320
C8	91E0	4,0	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,426	0,000	0,000	0,000
C9	9160	4,0	5,899	0,931	0,065	4,823	0,049	0,513	36,463	6,221	1,726
C10	9160	4,0	5,887	0,929	0,065	4,813	0,049	0,513	36,390	6,208	1,723
C11	9110	3,6	6,122	0,604	0,081	5,294	0,081	0,513	44,712	7,437	2,320
2n	91E0	4,0	6,127	0,967	0,068	5,009	0,051	0,342	37,873	6,461	1,793
3n	9190	0,0	8,631	0,378	0,058	5,013	0,058	0,275	16,158	6,957	2,408
3bn	9110	3,3	6,122	0,604	0,081	5,294	0,081	0,469	44,712	7,437	2,320
6bn	6430	3,2	1,756	0,222	0,058	9,656	0,193	0,088	33,761	5,788	10,611
22n	9160	4,0	5,899	0,931	0,065	4,823	0,049	0,569	36,463	6,221	1,726
23n	91E0	3,4	5,570	0,879	0,061	4,554	0,046	0,342	34,430	5,874	1,630
25n	9160	2,9	7,089	0,310	0,048	4,117	0,048	0,275	13,271	5,713	1,978
26n	9190	4,0	7,089	0,310	0,048	4,117	0,048	0,275	13,271	5,713	1,978
27n	91F0	1,9	10,386	0,455	0,070	6,032	0,070	0,275	19,443	8,371	2,898
28n	6430	3,3	1,756	0,222	0,058	9,656	0,193	0,088	33,761	5,788	10,611
9n	91E0	3,1	3,368	0,531	0,037	2,754	0,028	0,177	20,818	3,552	0,986
13n	91E0	2,4	3,627	0,572	0,040	2,965	0,030	0,177	22,419	3,825	1,061
16n	6510	2,4	1,463	0,185	0,048	8,048	0,161	0,119	28,141	4,824	8,844
30n	91E0	3,5	3,199	0,505	0,035	2,616	0,026	0,177	19,777	3,374	0,936
21n	9110	1,9	7,405	0,731	0,097	6,404	0,097	0,513	54,087	8,996	2,806
32n	91E0	1,9	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,426	0,000	0,000	0,000

Für die Berechnung der zulässigen Auswaschungsrate von Schwermetallen mit dem Sickerwasser wurden folgende Eingangsdaten an den Beurteilungspunkten ermittelt (vgl. Tab. 22 und Tab. 23):

Tab. 22: 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	726	835	64	4,4	5
2	91F0	767	830	64	4,4	5
3	91E0	773	830	64	4,4	5
4	91F0	773	830	64	4,4	5
6	91E0	780	829	64	3,5	8
7	9190	779	829	64	3,5	8
7b	9110	755	829	64	3,5	8
9 (= 4n)	6510	817	826	30	4,0	5
11	9160	785	823	64	3,5	8
12 (= 7n)	91F0	765	823	64	4,4	5
13	6430	713	824	30	4,0	5
14	6430	823	823	30	4,0	5
18	91E0	776	851	64	4,4	5
19	91E0	777	851	64	4,4	5
20	6430	714	829	30	4,0	5
22	3150	714	829	30	4,0	5
23	6510	814	829	30	4,0	5
24	91F0	688	843	64	4,4	5
26	9110	825	895	64	3,7	7
27	9110	814	872	64	3,7	7
28	9110	803	855	64	3,7	7
29	91E0	797	880	64	6,2	5
30	9110	816	895	64	3,7	7
31	9160	833	878	64	3,7	7
C1	9160	804	854	64	4,1	7
C2	9130	805	854	64	3,7	7
C3	9130	805	854	64	3,7	7
C4	9130	805	854	64	3,7	7
C5	9110	825	895	64	3,8	7
C6	9110	767	855	64	3,7	7
C7	9110	761	855	64	3,7	7
C8	91E0	797	880	64	6,2	5
C9	9160	833	878	64	3,7	7
C10	9160	831	878	64	3,7	7
C11	9110	831	878	64	3,5	7
2n	91E0	679	832	64	3,6	8
3n	9190	779	829	64	3,5	8
3bn	9110	800	829	64	3,5	5
6bn	6430	710	826	30	4,0	5
22n	9160	645	811	64	6,2	5
23n	91E0	779	829	64	3,5	5
25n	9160	765	823	64	3,5	5
26n	9190	765	823	64	3,5	5
27n	91F0	668	822	64	3,6	8
28n	6430	708	823	30	4,0	5
9n	91E0	763	822	64	3,6	8
13n	91E0	675	832	64	3,6	8
16n	6510	825	843	30	4,0	5
30n	91E0	777	851	64	3,5	5
21n	9110	814	872	64	3,7	7
32n	91E0	802	878	64	6,2	5

Tab. 23: 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	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
2	91F0	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
3	91E0	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
4	91F0	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
6	91E0	39,507	4,292	0,032	335,479	70	37,681	77,258	44
7	9190	39,507	4,292	0,032	335,479	70	37,681	77,258	44
7b	9110	39,507	4,292	0,032	335,479	70	37,681	77,258	44
9 (= 4n)	6510	14,188	3,069	0,015	214,083	70	10,350	58,836	44
11	9160	39,507	4,292	0,032	335,479	70	37,681	77,258	44
12 (= 7n)	91F0	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
13	6430	14,188	3,069	0,015	214,083	70	10,350	58,836	44
14	6430	14,188	3,069	0,015	214,083	70	10,350	58,836	44
18	91E0	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
19	91E0	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
20	6430	14,188	3,069	0,015	214,083	70	10,350	58,836	44
22	3150	14,188	3,069	0,015	214,083	70	10,350	58,836	44
23	6510	14,188	3,069	0,015	214,083	70	10,350	58,836	44
24	91F0	6,575	2,325	0,032	146,629	70	6,386	46,918	44
26	9110	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
27	9110	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
28	9110	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
29	91E0	7,342	1,604	0,032	32,605	70	7,913	35,169	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	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
C4	9130	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
C5	9110	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
C6	9110	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
C7	9110	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
C8	91E0	7,342	1,604	0,032	32,605	70	7,913	35,169	44
C9	9160	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
C10	9160	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
C11	9110	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
2n	91E0	36,377	4,175	0,032	323,656	70	33,567	75,514	44
3n	9190	39,507	4,292	0,032	335,479	70	37,681	77,258	44
3bn	9110	39,507	4,292	0,032	335,479	70	37,681	77,258	44
6bn	6430	14,188	3,069	0,015	214,083	70	10,350	58,836	44
22n	9160	7,342	1,604	0,032	32,605	70	7,913	35,169	44
23n	91E0	39,507	4,292	0,032	335,479	70	37,681	77,258	44
25n	9160	39,507	4,292	0,032	335,479	70	37,681	77,258	44
26n	9190	39,507	4,292	0,032	335,479	70	37,681	77,258	44
27n	91F0	36,377	4,175	0,032	323,656	70	33,567	75,514	44
28n	6430	14,188	3,069	0,015	214,083	70	10,350	58,836	44
9n	91E0	36,377	4,175	0,032	323,656	70	33,567	75,514	44
13n	91E0	36,377	4,175	0,032	323,656	70	33,567	75,514	44
16n	6510	14,188	3,069	0,015	214,083	70	10,350	58,836	44
30n	91E0	39,507	4,292	0,032	335,479	70	37,681	77,258	44
21n	9110	6,304	2,322	0,032	147,643	70	3,796	46,814	44
32n	91E0	7,342	1,604	0,032	32,605	70	7,913	35,169	44

6.1.3.2 Ergebnisse der Critical-Load-Modellierung

Die standortspezifischen Critical Loads unter Verwendung der standortspezifischen Eingangsdaten (Kap. 6.1.3.1) und der „Einfachen Massenbilanz“-Formeln (Kap. 6.1.1) ergeben sich wie folgt (vgl. Tab. 24):

Tab. 24: 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	56,5	17,3	0,326	1069,8	508,3	0,364	357,1	53,4	321,9
2	91F0	60,8	18,3	0,336	1131,0	537,1	0,364	379,4	57,4	340,5
3	91E0	58,0	19,1	0,345	1139,7	541,3	0,442	407,1	56,9	342,3
4	91F0	61,2	18,4	0,336	1139,8	541,3	0,364	382,2	57,8	343,1
6	91E0	312,8	34,2	0,317	2620,1	546,0	0,361	631,3	298,8	344,5
7	9190	315,5	33,8	0,318	2617,5	545,3	0,330	616,3	299,8	344,9
7b	9110	302,4	32,8	0,321	2535,2	528,3	0,563	614,0	289,5	333,6
9 (=4n)	6510	117,4	25,3	0,172	1757,2	572,1	0,143	508,9	89,4	368,3
11	9160	316,1	34,6	0,328	2639,0	549,7	0,563	643,1	302,1	347,2
12 (=7n)	91F0	59,1	18,2	0,323	1126,3	535,3	0,364	375,2	55,9	338,9
13	6430	103,4	22,2	0,197	1539,1	499,5	0,106	462,5	81,2	327,3
14	6430	118,5	25,5	0,181	1771,6	576,3	0,106	518,0	91,0	372,7
18	91E0	54,7	18,6	0,312	1141,0	543,3	0,218	386,6	53,4	342,6
19	91E0	54,7	18,6	0,312	1142,5	544,0	0,218	387,0	53,5	343,0
20	6430	103,1	22,1	0,182	1538,9	500,2	0,106	454,0	79,7	324,9
22	3150	102,5	22,1	0,163	1535,7	500,2	0,106	442,7	77,8	321,4
23	6510	117,0	25,2	0,173	1751,4	570,2	0,129	507,3	89,1	367,1
24	91F0	55,6	16,5	0,340	1015,0	481,8	0,364	342,3	52,3	305,7
26	9110	58,1	19,8	0,367	1223,4	577,6	0,616	430,9	38,8	365,3
27	9110	58,7	19,6	0,376	1207,9	569,8	0,616	435,1	39,9	360,9
28	9110	56,7	19,2	0,354	1190,9	562,2	0,616	420,6	37,9	355,6
29	91E0	58,5	12,8	0,282	259,9	557,9	0,417	280,3	63,1	350,7
30	9110	57,6	19,5	0,367	1210,1	571,3	0,616	426,7	38,4	361,4
31	9160	58,4	20,3	0,346	1235,0	583,3	0,616	426,5	37,8	368,3
C1	9160	55,6	19,1	0,338	1190,7	562,6	0,616	412,3	36,5	355,5
C2	9130	56,5	19,3	0,350	1193,0	563,3	0,616	419,2	37,6	356,2
C3	9130	56,8	19,3	0,354	1193,2	563,3	0,616	421,4	38,0	356,3
C4	9130	56,8	19,3	0,354	1193,2	563,3	0,616	421,4	38,0	356,3
C5	9110	58,1	19,8	0,367	1223,4	577,6	0,616	430,9	38,8	365,3
C6	9110	53,8	18,3	0,345	1137,1	537,0	0,616	398,7	35,7	339,5
C7	9110	54,1	18,3	0,354	1128,9	532,8	0,616	401,0	36,3	337,2
C8	91E0	58,5	12,8	0,282	259,9	557,9	0,511	280,3	63,1	350,7
C9	9160	58,4	20,3	0,346	1235,0	583,3	0,616	426,5	37,8	368,3
C10	9160	58,3	20,2	0,346	1232,0	581,9	0,616	425,5	37,8	367,5
C11	9110	58,5	19,9	0,362	1232,5	581,9	0,616	433,8	39,0	368,0
2n	91E0	253,1	29,3	0,334	2202,6	475,4	0,410	550,6	234,4	300,6
3n	9190	316,3	33,8	0,323	2618,0	545,3	0,330	617,9	300,4	345,1
3bn	9110	322,0	34,9	0,346	2687,8	559,8	0,563	662,5	308,7	354,1
6bn	6430	102,5	22,0	0,182	1529,8	497,2	0,106	451,5	79,3	323,0
22n	9160	53,2	11,3	0,325	215,1	451,4	0,683	263,2	57,2	285,4
23n	91E0	313,3	34,3	0,327	2617,5	545,3	0,410	636,2	299,4	344,3
25n	9160	309,2	33,1	0,311	2569,3	535,3	0,330	604,0	293,8	338,4
26n	9190	309,2	33,1	0,311	2569,3	535,3	0,330	604,0	293,8	338,4
27n	91F0	253,2	28,3	0,333	2166,8	467,4	0,330	523,6	232,5	296,7
28n	6430	102,2	21,9	0,181	1524,9	495,6	0,106	450,2	79,0	322,0
9n	91E0	281,0	32,4	0,300	2473,1	534,3	0,212	597,2	259,8	336,8
13n	91E0	249,2	28,8	0,306	2188,1	472,6	0,212	532,2	230,4	298,1
16n	6510	118,6	25,5	0,175	1774,8	577,9	0,143	513,7	90,2	372,0
30n	91E0	310,2	33,9	0,308	2609,7	544,0	0,212	620,2	296,2	342,9
21n	9110	58,7	19,6	0,376	1207,9	569,8	0,616	435,1	39,9	360,9
32n	91E0	58,9	12,9	0,281	261,6	561,6	0,511	282,1	63,5	353,0

6.1.3.3 Ableitung von Erheblichkeitsschwellen anhand der Critical Loads

Die standortspezifischen Erheblichkeitsschwellen ergeben sich anteilig aus den Critical Loads (vgl. Kap. 5.3.2) wie folgt (vgl. Tab. 25):

Tab. 25: Erheblichkeitsschwellen für die Zusatzbelastung mit den Schwermetallen Blei, Cadmium, Quecksilber, Nickel, Arsen, Thallium, Kupfer, Zink und Chrom an den Beurteilungspunkten der FFH-Gebiete

BP	LRT	Erheblichkeitsschwelle [g ha ⁻¹ a ⁻¹] (2% des Critical Loads)			Erheblichkeitsschwelle [g ha ⁻¹ a ⁻¹] (3% des Critical Loads)					
		Pb	Cd	Hg	Ni	As	Tl	Zn	Cu	Cr
1	9190	1,130	0,346	0,0065	32,09	15,25	0,0109	10,71	1,60	9,66
2	91F0	1,216	0,366	0,0067	33,93	16,11	0,0109	11,38	1,72	10,22
3	91E0	1,160	0,382	0,0069	34,19	16,24	0,0133	12,21	1,71	10,27
4	91F0	1,224	0,368	0,0067	34,19	16,24	0,0109	11,47	1,73	10,29
6	91E0	6,256	0,684	0,0063	78,60	16,38	0,0108	18,94	8,96	10,34
7	9190	6,310	0,676	0,0064	78,53	16,36	0,0099	18,49	8,99	10,35
7b	9110	6,048	0,656	0,0064	76,06	15,85	0,0169	18,42	8,69	10,01
9 (=4n)	6510	2,348	0,506	0,0034	52,72	17,16	0,0043	15,27	2,68	11,05
11	9160	6,322	0,692	0,0066	79,17	16,49	0,0169	19,29	9,06	10,42
12 (=7n)	91F0	1,182	0,364	0,0065	33,79	16,06	0,0109	11,26	1,68	10,17
13	6430	2,068	0,444	0,0039	46,17	14,99	0,0032	13,88	2,44	9,82
14	6430	2,370	0,510	0,0036	53,15	17,29	0,0032	15,54	2,73	11,18
18	91E0	1,094	0,372	0,0062	34,23	16,30	0,0065	11,60	1,60	10,28
19	91E0	1,094	0,372	0,0062	34,28	16,32	0,0065	11,61	1,61	10,29
20	6430	2,062	0,442	0,0036	46,17	15,01	0,0032	13,62	2,39	9,75
22	3150	2,050	0,442	0,0033	46,07	15,01	0,0032	13,28	2,33	9,64
23	6510	2,340	0,504	0,0035	52,54	17,11	0,0039	15,22	2,67	11,01
24	91F0	1,112	0,330	0,0068	30,45	14,45	0,0109	10,27	1,57	9,17
26	9110	1,162	0,396	0,0073	36,70	17,33	0,0185	12,93	1,16	10,96
27	9110	1,174	0,392	0,0075	36,24	17,09	0,0185	13,05	1,20	10,83
28	9110	1,134	0,384	0,0071	35,73	16,87	0,0185	12,62	1,14	10,67
29	91E0	1,170	0,256	0,0056	7,80	16,74	0,0125	8,41	1,89	10,52
30	9110	1,152	0,390	0,0073	36,30	17,14	0,0185	12,80	1,15	10,84
31	9160	1,168	0,406	0,0069	37,05	17,50	0,0185	12,80	1,13	11,05
C1	9160	1,112	0,382	0,0068	35,72	16,88	0,0185	12,37	1,10	10,67
C2	9130	1,130	0,386	0,0070	35,79	16,90	0,0185	12,58	1,13	10,69
C3	9130	1,136	0,386	0,0071	35,80	16,90	0,0185	12,64	1,14	10,69
C4	9130	1,136	0,386	0,0071	35,80	16,90	0,0185	12,64	1,14	10,69
C5	9110	1,162	0,396	0,0073	36,70	17,33	0,0185	12,93	1,16	10,96
C6	9110	1,076	0,366	0,0069	34,11	16,11	0,0185	11,96	1,07	10,19
C7	9110	1,082	0,366	0,0071	33,87	15,98	0,0185	12,03	1,09	10,12
C8	91E0	1,170	0,256	0,0056	7,80	16,74	0,0153	8,41	1,89	10,52
C9	9160	1,168	0,406	0,0069	37,05	17,50	0,0185	12,80	1,13	11,05
C10	9160	1,166	0,404	0,0069	36,96	17,46	0,0185	12,77	1,13	11,03
C11	9110	1,170	0,398	0,0072	36,98	17,46	0,0185	13,01	1,17	11,04
2n	91E0	5,062	0,586	0,0067	66,08	14,26	0,0123	16,52	7,03	9,02
3n	9190	6,326	0,676	0,0065	78,54	16,36	0,0099	18,54	9,01	10,35
3bn	9110	6,440	0,698	0,0069	80,63	16,79	0,0169	19,88	9,26	10,62
6bn	6430	2,050	0,440	0,0036	45,89	14,92	0,0032	13,55	2,38	9,69
22n	9160	1,064	0,226	0,0065	6,45	13,54	0,0205	7,90	1,72	8,56
23n	91E0	6,266	0,686	0,0065	78,53	16,36	0,0123	19,09	8,98	10,33
25n	9160	6,184	0,662	0,0062	77,08	16,06	0,0099	18,12	8,81	10,15
26n	9190	6,184	0,662	0,0062	77,08	16,06	0,0099	18,12	8,81	10,15
27n	91F0	5,064	0,566	0,0067	65,00	14,02	0,0099	15,71	6,98	8,90
28n	6430	2,044	0,438	0,0036	45,75	14,87	0,0032	13,51	2,37	9,66
9n	91E0	5,620	0,648	0,0060	74,19	16,03	0,0064	17,92	7,79	10,10
13n	91E0	4,984	0,576	0,0061	65,64	14,18	0,0064	15,97	6,91	8,94
16n	6510	2,372	0,510	0,0035	53,24	17,34	0,0043	15,41	2,71	11,16
30n	91E0	6,204	0,678	0,0062	78,29	16,32	0,0064	18,61	8,89	10,29
21n	9110	1,174	0,392	0,0075	36,24	17,09	0,0185	13,05	1,20	10,83
32n	91E0	1,178	0,258	0,0056	7,85	16,85	0,0153	8,46	1,91	10,59

6.1.3.4 Diskussion der Modellierungsergebnisse

Für die Schwermetalle (außer Thallium) werden derzeit im Rahmen eines UBA-Forschungsprojektes die Grundlagen aktualisiert, um wirkungsbezogen fundierte Belastbarkeitsgrenzen zu ermitteln. ÖKO-DATA ist Auftragnehmer dieses UBA-Projektes. So können die für ganz Deutschland ermittelten Critical Loads für die Schwermetalle Arsen, Blei, Cadmium, Nickel und Quecksilber, obwohl sie noch nicht veröffentlicht sind, mit denen in diesem Projekt standortspezifisch ermittelten zulässigen Einträge in die FFH-LRT im Wirkraum von newPark verglichen werden (vgl. Tab. 26).

Tab. 26: Vergleich der Ergebnisse der CL(M)-Berechnung in diesem Projekt mit den deutschlandweit berechneten CL(M) (Schlutow & Scheuschner 2015)

Metall	standortspezifische CL im UG (BP 1-BP 32n)		CL(M) Deutschland ges. (UBA-Projekt Schwermetalle, Schlutow u. Scheuschner 2015)		
	Min	Max	5er Perzentil	Median	95er Perzentil
	[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	0,16	0,37	0,2	0,4	0,6
Cd	11	35	4,1	10,5	42,4
Pb	53	322	6	21	601
As	451	583	194	440	721
Ni	215	2688	145	568	3388
Th	0,11	0,68	-	-	-
Zn	263,2	662,5	147	346	800
Cu	35,7	308,7	10	44	712
Cr	285,4	372,7	133	301	472

Der Vergleich zeigt, dass die CL(M) im Untersuchungsgebiet i.d.R. im Bereich der Werte für ganz Deutschland liegen, das Minimum für Quecksilber sogar knapp darunter.

Die aktuell ermittelten deutschlandweiten Wertespanssen für Hg, Cd und Pb reihen sich ein in die bereits früher durchgeführten Critical Loads-Ermittlungen (Nagel & Schütze 1998, Nagel et al. 2008, de Vries et al. 2004, siehe auch online im Internet: URL: <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/wirkungen-von-luftschadstoffen/wirkungen-auf-oekosysteme/critical-loads-fuer-schwermetalle>).

Eine Unsicherheitsdiskussion und eine Sensitivitätsanalyse sind in Schlutow u. Scheuschner (2015) 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.

6.2 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 eine Novellierung der 22. BImSchV von 2002 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 hängt in hohem Maße von der Rauigkeit und Beweglichkeit der Blätter bzw. Nadeln ab (vgl. Tab. 27). 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 Staubauflagen im Laufe der Vegetationsperiode auch nicht zunehmen (ebenda).

Tab. 27: 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})

$PM_{ges(\text{Min})}$ = Untere Spannungsgrenze der ermittelten Staubaufnahmemengen an den verschiedenen Vegetationskomplexen (siehe Tab. 27)

f_{Max} = obere Spannungsgrenze der ermittelten Anteile der Staubaufnahmemengen an der Gesamtstaub-Immission (siehe Tab. 27)

Das Ergebnis der Berechnung zeigt Tab. 28.

Tab. 28: Vegetationsspezifische Critical Loads für die nicht toxischen Feinstaubeträge PM10 (incl. PM2,5 und die resultierenden Erheblichkeitsschwellen an den Beurteilungspunkten)

BP	LRT	CL _{PM10} [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Erheblichkeitsschwelle [g ha ⁻¹ a ⁻¹]
1	9190	44,544	4454,4
2	91F0	44,544	4454,4
3	91E0	44,544	4454,4
4	91F0	44,544	4454,4
6	91E0	44,544	4454,4
7	9190	44,544	4454,4
7b	9110	44,544	4454,4
9 (=4n)	6510	92,130	9213,0
11	9160	44,544	4454,4
12 (=7n)	91F0	44,544	4454,4
13	6430	92,130	9213,0
14	6430	92,130	9213,0
18	91E0	42,606	4260,6
19	91E0	42,606	4260,6
20	6430	92,130	9213,0
22	3150	92,130	9213,0
23	6510	92,130	9213,0
24	91F0	44,544	4454,4
26	9110	44,544	4454,4
27	9110	44,544	4454,4
28	9110	44,544	4454,4
29	91E0	44,544	4454,4
30	9110	44,544	4454,4
31	9160	44,544	4454,4
C1	9160	44,544	4454,4
C2	9130	44,544	4454,4
C3	9130	44,544	4454,4
C4	9130	44,544	4454,4
C5	9110	44,544	4454,4
C6	9110	44,544	4454,4
C7	9110	44,544	4454,4
C8	91E0	44,544	4454,4
C9	9160	44,544	4454,4
C10	9160	44,544	4454,4
C11	9110	44,544	4454,4
2n	91E0	44,544	4454,4
3n	9190	44,544	4454,4
3bn	9110	44,544	4454,4
6bn	6430	92,130	9213,0
22n	9160	44,544	4454,4
23n	91E0	44,544	4454,4
25n	9160	44,544	4454,4
26n	9190	44,544	4454,4
27n	91F0	44,544	4454,4
28n	6430	92,130	9213,0
9n	91E0	42,606	4260,6
13n	91E0	42,606	4260,6
16n	6510	92,130	9213,0
30n	91E0	42,606	4260,6
21n	9110	44,544	4454,4
32n	91E0	44,544	4454,4

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

Die kritischen Schwellenwerte für Schadgase basieren auf wirkungsbezogenen empirischen Feldstudien.

7.1 Kritische Schwellenwerte für Flurwasserstoff

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.

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 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 2002) 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 $0,3 \mu\text{g}$ Flurwasserstoff (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: $0,3 \mu\text{g HF m}^{-3}$**
- **Nachweisbarkeitsgrenze für die Beurteilung der Zusatzbelastung: $0,03 \mu\text{g HF m}^{-3}$ (= Abschneidekriterium nach LANUV 2012)**
- **Beurteilungsgrenze der Zusatzbelastung (3% des Critical Levels nach Brandenburgischer Vollzugshilfe (Landesumweltamt Brandenburg 2008)): $0,009 \mu\text{g HF m}^{-3}$ (=Erheblichkeitsschwelle)**

7.2 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 Wachststrukturen 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 (Landesumweltamt Brandenburg 2008) 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: $40 \mu\text{g C}_6\text{H}_6 \text{m}^{-3}$**
- **Nachweisbarkeitsgrenze für die Zusatzbelastung: $0,05 \mu\text{g C}_6\text{H}_6 \text{m}^{-3}$ (=Abschneidekriterium nach LANUV 2012)**
- **Beurteilungsgrenze der Zusatzbelastung (2% des Critical Levels nach Brandenburgischer Vollzugshilfe (Landesumweltamt Brandenburg 2008)): $0,8 \mu\text{g C}_6\text{H}_6 \text{m}^{-3}$ (=Erheblichkeitsschwelle)**

7.3 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 1997) 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 (Landesumweltamt Brandenburg 2008) 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: $10 \mu\text{g C}_2\text{Cl}_4 \text{ m}^{-3}$**
- **Nachweisbarkeitsgrenze für die Zusatzbelastung: $0,1 \mu\text{g C}_2\text{Cl}_4 \text{ m}^{-3}$ (=Abschneidekriterium nach LANUV 2012)**
- **Beurteilungsgrenze der Zusatzbelastung (3% des Critical Levels nach Brandenburgischer Vollzugshilfe (Landesumweltamt Brandenburg 2008)): $0,3 \mu\text{g C}_2\text{Cl}_4 \text{ m}^{-3}$ (=Erheblichkeitsschwelle)**

8 Risikoabschätzung bisher nicht regulierter Schwermetalle

Die Methodik und die Grundlagen zur Bestimmung von Erheblichkeitsschwellen für zusätzliche Einträge entsprechend Kap. 8.2 basieren auf den Empfehlungen der Bundes-Bodenschutz-Verordnung und der Brandenburgischen Vollzugshilfe (LUA Brandenburg 2008). In ihrer Kombination wird diese Methode bisher nicht standardmäßig angewandt. Sie soll hier jedoch als konservative Schätzung die Einzelfallbewertung unterstützen.

8.1 Wirkungsschwellen von bisher nicht regulierten Stoffen

8.1.1 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 $0,3 \mu\text{g/m}^3$ (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).

8.1.2 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. 5.4) 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.

8.1.3 Zinn

Die Literaturlauswertung von Kabata-Pendias (2001) ergab eine Spanne des Sn-Gehaltes in pflanzlicher Trockenmasse von 20-30 mg Sn kg^{-1} 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 (Landesumweltamt Brandenburg 2008) 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 (m^3 Wasser/ m^3 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 40-41%, das sind $0,4 \text{ m}^3$ Wasser pro m^3 Boden.

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

8.2 Ermittlung von Erheblichkeitsschwellen-Werten für die vorhabensbedingte 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 (LUA Brandenburg 2008, S. 16), Anreicherungsdaten zu berechnen (vgl. Kap. 5.4). Obwohl es für die Schwermetalle Antimon, Vanadium und Zinn auch in der Bundesbodenschutz-Verordnung (BBodSchV) keine Grenzwerte für Anreicherungsdaten 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. (vgl. Kap. 3).

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 heran gezogen, obwohl dieser niedriger ist als ein zu erwartender offizieller Vorsorgewert in Ergänzung der BBodSchV sein wird (vgl. Kap. 5.4).

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

mit:

$M_{\text{dep(acc)}}$ = 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. 5.4)

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

z = Dicke des Oberbodens: 0,3 m

ρ = Trockenrohddichte (g cm^{-3} Boden) (entsprechend Bodenkundlicher Kartieranleitung KA 5, AG Boden 2005, S. 342,346)

t = normative Nutzungsdauer der Anlagen im newPark: 30 a

a = Erheblichkeitsschwelle: 3%

Für die Bewertung der Zinnbelastung wird der Beurteilungswert aus der Brandenburgischen Vollzugshilfe (Landesumweltamt Brandenburg 2008) für Gewässer, umgerechnet auf Boden (vgl. Kap. 8.1.3), herangezogen.

Tab. 29: Eingangsdaten und Ergebnisse der Ermittlung von Erheblichkeitsschwellen-Werte für die vorhabensbezogene Zusatzdeposition von Vanadium (V), Antimon (Sb) und Zinn (Sn) an den Beurteilungspunkten

BP	Hintergrund-Gehalt M_{Ge} halt(typ)			Aufnahmerate in die Vegetation M_u			Dichte ρ [g cm ⁻³]	akzeptable vorhabensbedingte Zusatzbelastung $M_{dep(acc)}$		
	V	Sb	Sn	V	Sb	Sn		V	Sb	Sn
	[mg kg ⁻¹]			[g ha ⁻¹ a ⁻¹]				[g ha ⁻¹ a ⁻¹]		
1	28	0,6	8,75	1,52	0,303	60,62	1,67	141,80	3,31	104,46
2	8	0,3	8,75	1,52	0,303	60,62	1,67	41,60	1,81	104,46
3	8	0,3	8,75	1,84	0,369	73,74	1,67	41,92	1,87	117,58
4	8	0,3	8,75	1,52	0,303	60,62	1,67	41,60	1,81	104,46
6	8	0,3	8,75	1,51	0,301	60,20	1,6	39,91	1,74	102,20
7	8	0,3	8,75	1,38	0,275	55,04	1,6	39,78	1,72	97,04
7b	8	0,3	8,75	2,34	0,469	93,76	1,6	40,74	1,91	135,76
9 (=4n)	64	0,5	8,75	0,59	0,119	23,76	1,67	321,23	2,62	67,60
11	8	0,3	8,75	2,34	0,469	93,76	1,7	43,14	2,00	138,39
12 (=7n)	28	0,6	8,75	1,52	0,303	60,62	1,67	141,80	3,31	104,46
13	15	0,3	8,75	0,44	0,088	17,62	1,67	75,59	1,59	61,46
14	15	0,3	8,75	0,44	0,088	17,62	1,67	75,59	1,59	61,46
18	8	0,3	8,75	0,91	0,182	36,40	1,67	40,99	1,68	80,23
19	8	0,3	8,75	0,91	0,182	36,40	1,67	40,99	1,68	80,23
20	15	0,3	8,75	0,44	0,088	17,62	1,67	75,59	1,59	61,46
22	28	0,6	8,75	0,44	0,088	17,62	1,67	140,72	3,09	61,46
23	15	0,3	8,75	0,54	0,107	21,44	1,6	72,54	1,55	63,44
24	8	0,3	8,75	1,52	0,303	60,62	1,67	41,60	1,81	104,46
26	28	0,6	8,75	2,57	0,513	102,66	1,7	145,37	3,57	147,29
27	28	0,6	8,75	2,57	0,513	102,66	1,7	145,37	3,57	147,29
28	28	0,6	8,75	2,57	0,513	102,66	1,73	147,89	3,63	148,08
29	18	0,3	8,75	1,74	0,348	69,58	1,45	80,04	1,65	107,64
30	28	0,6	8,75	2,57	0,513	102,66	1,73	147,89	3,63	148,08
31	28	0,6	8,75	2,57	0,513	102,66	1,7	145,37	3,57	147,29
C1	8	0,3	8,75	2,57	0,513	102,66	1,7	43,37	2,04	147,29
C2	8	0,3	8,75	2,57	0,513	102,66	1,7	43,37	2,04	147,29
C3	8	0,3	8,75	2,57	0,513	102,66	1,7	43,37	2,04	147,29
C4	8	0,3	8,75	2,57	0,513	102,66	1,7	43,37	2,04	147,29
C5	8	0,3	8,75	2,57	0,513	102,66	1,7	43,37	2,04	147,29
C6	8	0,3	8,75	2,57	0,513	102,66	1,7	43,37	2,04	147,29
C7	8	0,3	8,75	2,57	0,513	102,66	1,73	44,09	2,07	148,08
C8	8	0,3	8,75	2,13	0,426	85,24	1,45	36,93	1,73	123,30
C9	8	0,3	8,75	2,57	0,513	102,66	1,7	43,37	2,04	147,29
C10	8	0,3	8,75	2,57	0,513	102,66	1,7	43,37	2,04	147,29
C11	8	0,3	8,75	2,57	0,513	102,66	1,7	43,37	2,04	147,29
2n	8	0,3	8,75	1,71	0,342	68,36	1,6	40,11	1,78	110,36
3n	8	0,3	8,75	1,38	0,275	55,04	1,45	36,18	1,58	93,10
3bn	8	0,3	8,75	2,34	0,469	93,76	1,45	37,14	1,77	131,82
6bn	15	0,3	8,75	0,44	0,088	17,62	1,67	75,59	1,59	61,46
22n	8	0,3	8,75	2,84	0,569	113,76	1,45	37,64	1,87	151,82
23n	8	0,3	8,75	1,71	0,342	68,36	1,45	36,51	1,65	106,42
25n	8	0,3	8,75	1,38	0,275	55,04	1,7	42,18	1,81	99,67
26n	8	0,3	8,75	1,38	0,275	55,04	1,7	42,18	1,81	99,67
27n	8	0,3	8,75	1,38	0,275	55,04	1,6	39,78	1,72	97,04
28n	15	0,3	8,75	0,44	0,088	17,62	1,6	72,44	1,53	59,62
9n	8	0,3	8,75	0,89	0,177	35,40	1,67	40,97	1,68	79,24
13n	8	0,3	8,75	0,89	0,177	35,40	1,6	39,29	1,62	77,40
16n	15	0,3	8,75	0,59	0,119	23,76	1,67	75,74	1,62	67,60
30n	8	0,3	8,75	0,89	0,177	35,40	1,45	35,69	1,48	73,46
21n	28	0,6	8,75	2,57	0,513	102,66	1,7	145,37	3,57	147,29
32n	8	0,3	8,75	2,13	0,426	85,24	1,45	36,93	1,73	123,30

Der typische Hintergrundgehalt von Antimon im Boden beträgt in Deutschland durchschnittlich 0,3-0,6 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 1,6-3,6 g Sb ha⁻¹ a⁻¹.

Der typische Hintergrundgehalt von Vanadium im Boden beträgt in Deutschland durchschnittlich 8-28 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 den Hintergrundgehalt in Deutschland. Die Erheblichkeitsschwellen, mithin die akzeptablen Vanadium-Zusatzdepositionen aus newPark und den Vorhaben Dritter, betragen 36-321 g V ha⁻¹ a⁻¹.

Der Hintergrundgehalt von Zinn in deutschen Böden ist nicht bekannt. Der entsprechend der Empfehlungen der Brandenburgischen Vollzugshilfe (Landesumweltamt Brandenburg 2008) ermittelte Vorsorgewert beträgt 8,8 mg Sb kg⁻¹ Boden an allen Beurteilungspunkten. 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 Vorsorgewert weit unterhalb der bekannten Wirkungsschwelle. Die Erheblichkeitsschwellen, mithin die akzeptablen Zinn-Zusatzdepositionen aus newPark und den Vorhaben Dritter, betragen 60-152 g Sn ha⁻¹ a⁻¹.

9 Hintergrunddepositionen und Depositionen im Plan-Nullfall

9.1 Hintergrunddepositionen

Die folgende Tabelle gibt eine Übersicht über Daten zur Hintergrundbelastung, einmal aus dem aktuellen UBA-Forschungsvorhaben zur Abschätzung der Risiken durch Schwermetalleinträge (Schaap et al. 2015), zum anderen aus dem Gutachten von Herrn Streuber (PeutzConsult 2016) sowie aus dem europäischen Depositionsdatensatz für das Jahr 2013 (EMEP 2015) im 50x50 km²-Raster. Für das UBA-Projekt kann hier nur die Gesamtspanne für Deutschland wieder gegeben werden. Die Rastergrößen dieses Datensatzes betragen für Pb und Cd ca. 7x8 km², für As und Ni ca. 25 x 25 km². Dieser Datensatz ist noch nicht veröffentlicht. Die EMEP-Daten stellen Mittelungen im 50 x 50 km²-Raster dar.

Im Vergleich der unterschiedlichen Quellen (vgl. Tab. 30), die Werte aus unterschiedlichen Jahren und in unterschiedlichem Maßstab darstellen, sind die Messwerte des LANUV an den Stationen in der Umgebung des Plangebietes die höchsten. Das erscheint plausibel, handelt es sich beim Ruhrgebiet doch im deutschlandweiten Vergleich um eine mit Luftschadstoffen relativ hoch belastete Region. In den groben Rasterkarten des UBA-Projektes und des EMEP-Datensatzes sind diese Hot Spots naturgemäß verschmiert. Deshalb wird die Beurteilung der Erheblichkeit von vorhabenbedingten Zusatzbelastungen in diesem Projekt unter Berücksichtigung der Hintergrunddepositionen aus PeutzConsult (2016) vorgenommen.

Tab. 30: Hintergrunddepositionen von Schwermetallen und Feinstaub aus unterschiedlichen Daten-Quellen (Schaap et al. 2015; PeutzConsult 2016; EMEP 2015)

Daten-Quelle		Pb	Cd	As	Ni	Hg	Tl	Cu	Zn	Cr	V	Sb	Sn	Staub (PM2,5/PM10)
		[g ha ⁻¹ a ⁻¹]												
Spannen der Depositionen in Deutschland 2009 (Schaap et al. 2015)	5er	4,4	0,2	0,2	1,6			3,1	10,5	0,7	0,30			
	25er	5,5	0,2	0,3	2,1			4,4	14,2	0,9	0,33			
	50er	6,3	0,3	0,3	2,4			5,5	16,9	1,1	0,36			
	75er	7,3	0,3	0,4	2,7			6,6	20,1	1,4	0,42			
	95er	10,2	0,4	0,5	3,8			9,8	31,3	2,0	0,69			
	min	3,8	0,2	0,2	1,4			2,5	9,2	0,6	0,26			
	max	71,1	1,9	0,9	6,6			22,5	66,3	3,6	1,63			
	Durchschn.	6,7	0,3	0,4	2,5			5,8	18,3	1,2	0,42			
Depositionen aus Konzentrationsmessungen bei Datteln 2012/2014 (PeutzConsult 2016)	Dortmunder Rieselfelder	16,6	0,55	2,15	19,7	0,15	0,15	30,9	117,9	18,3	6,57	1,9	52,9	237,3
Depositionen 2013 im 50 x 50 km ² -Raster, Raster 49 mit Datteln (EMEP 2015)	Laubwald	16,65	0,62			0,18								
	Grasland	6,65	0,21			0,09								
	seminatürl. Veg.	6,45	0,2			0,09								

In der Immissionsprognose (PeutzConsult 2016) werden die Messwerte der Hintergrundmessstationen des LANUV im Umfeld von Datteln ausgewertet. Demnach betrug 2014 die Hintergrundkonzentration von Benzol 1,2 µg m⁻³ und von Flurwasserstoff 0,06 µg m⁻³.

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

9.2 Summationsbeiträge zur Zusatzdeposition aus Vorhaben Dritter

Die Immissionsprognose (PeutzConsult 2016) enthält die aus Vorhaben Dritter (d.h. E.ON Kraftwerk Datteln Block 4, Trianel Kraftwerk Lünen 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.

Aus der Hintergrunddeposition des Jahres 2014 (Messwerte der Hintergrundmessstationen des LANUV) und den Summationsbeiträgen aus Vorhaben Dritter ergibt sich an den Beurteilungspunkten folgende Vorbelastungen (vgl. Tab. 31):

Tab. 31: Hintergrunddepositionen bzw. -konzentrationen von Schadgasen, Schwermetallen und Feinstaub sowie maximale Summationsbeiträge zur Zusatzdeposition aus Vorhaben Dritter (Peutz-Consult 2016)

	letztes Jahr der Messung	Einheit	Hintergrunddeposition	Zusatz-Deposition KW Datteln (Max)	Zusatz-Deposition KW Lünen (Max)
Staub	2014	[$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]	65000	78	33
As	2014	[$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]	0,59	0,029	0,032
Pb	2014	[$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]	4,55	0,25	0,141
Cd	2014	[$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]	0,15	0,028	0,016
Ni	2014	[$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]	5,4	0,052	0,019
Zn	2014	[$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]	32,3	0	0
Sb	2012	[$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]	0,525	0,018	0
Cr	2014	[$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]	5	0,021	0
Cu	2014	[$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]	8,47	0,032	0
Tl	2014	[$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]	0,04	0,014	0,005
V	2012	[$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]	1,8	0,158	0
Hg	2014	[$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]	0,04	0,005	0,005
Sn	2012	[$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]	14,5	0,271	0
C ₆ H ₆	2012-2014	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	1,2	0	0
HF	2012-2014	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	0,06	0,005	0

Für Tetrachlorethen (C₂Cl₄) 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.

10 Bewertung der Belastungen der FFH-LRT im Planfall

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 (vgl. Kap. 10.1 und Kap. 10.2). 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. 5.4).

10.1 Überschreitung der Critical Loads und Levels durch die Vorbelastung

Der Vergleich der Vorbelastung (Hintergrunddeposition + Summationsbeiträge aus Vorhaben Dritter) mit den Critical Loads, Critical Levels und Erheblichkeitsschwellen (vgl. Tab. 32, Tab. 33 und Tab. 33) ergibt folgende mögliche Risiken: rot unterlegt sind die Critical Loads, die bereits deutlich durch die Vorbelastung überschritten sind. Dies betrifft die Critical Loads für

Quecksilber (an einigen Beurteilungspunkten), Thallium (an einigen Beurteilungspunkten), Antimon (an fast allen Beurteilungspunkten) und 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 Kontingenzierung 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, Nickel, Arsen, Zink, Kupfer, Chrom, Vanadium, Zinn, Benzol und Fluorwasserstoff.

Tab. 32: Vergleich der Hintergrunddepositionen von Schwermetallen 2012/2014 zuzüglich der Summationsbeiträge aus Planvorhaben Dritter (PeutzConsult 2016) mit den Critical Loads [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

BP	Pb		Cd		Hg		Ni		As		Tl		Zn		Cu		Cr	
	CL	Vorbelastung	CL	Vorbelastung	CL	Vorbelastung	CL	Vorbelastung	CL	Vorbelastung	CL	Vorbelastung	CL	Vorbelastung	CL	Vorbelastung	CL	Vorbelastung
1	56,50	18,03	17,27	0,708	0,326	0,183	1069,8	19,97	508,3	2,376	0,364	0,215	357,1	117,9	53,40	31,03	321,9	18,33
2	60,80	18,03	18,29	0,708	0,336	0,183	1131	19,97	537,1	2,376	0,364	0,215	379,4	117,9	57,40	31,03	340,5	18,33
3	58,00	18,03	19,11	0,708	0,345	0,183	1139,7	19,97	541,3	2,376	0,442	0,215	407,1	117,9	56,90	31,03	342,3	18,33
4	61,20	18,03	18,43	0,708	0,336	0,183	1139,8	19,97	541,3	2,376	0,364	0,215	382,2	117,9	57,80	31,03	343,1	18,33
6	312,80	18,03	34,21	0,708	0,317	0,183	2620,1	19,97	546	2,376	0,361	0,215	631,3	117,9	298,80	31,03	344,5	18,33
7	315,50	18,03	33,77	0,708	0,318	0,183	2617,5	19,97	545,3	2,376	0,330	0,215	616,3	117,9	299,80	31,03	344,9	18,33
7b	302,40	18,03	32,81	0,708	0,321	0,183	2535,2	19,97	528,3	2,376	0,563	0,215	614,0	117,9	289,50	31,03	333,6	18,33
9 (=4n)	117,40	18,03	25,26	0,708	0,172	0,183	1757,2	19,97	572,1	2,376	0,143	0,215	508,9	117,9	89,40	31,03	368,3	18,33
11	316,10	18,03	34,63	0,708	0,328	0,183	2639	19,97	549,7	2,376	0,563	0,215	643,1	117,9	302,10	31,03	347,2	18,33
12 (=7n)	59,10	18,03	18,16	0,708	0,323	0,183	1126,3	19,97	535,3	2,376	0,364	0,215	375,2	117,9	55,90	31,03	338,9	18,33
13	103,40	18,03	22,17	0,708	0,197	0,183	1539,1	19,97	499,5	2,376	0,106	0,215	462,5	117,9	81,20	31,03	327,3	18,33
14	118,50	18,03	25,48	0,708	0,181	0,183	1771,6	19,97	576,3	2,376	0,106	0,215	518,0	117,9	91,00	31,03	372,7	18,33
18	54,70	18,03	18,62	0,708	0,312	0,183	1141	19,97	543,3	2,376	0,218	0,215	386,6	117,9	53,40	31,03	342,6	18,33
19	54,70	18,03	18,64	0,708	0,312	0,183	1142,5	19,97	544	2,376	0,218	0,215	387,0	117,9	53,50	31,03	343,0	18,33
20	103,10	18,03	22,15	0,708	0,182	0,183	1538,9	19,97	500,2	2,376	0,106	0,215	454,0	117,9	79,70	31,03	324,9	18,33
22	102,50	18,03	22,07	0,708	0,163	0,183	1535,7	19,97	500,2	2,376	0,106	0,215	442,7	117,9	77,80	31,03	321,4	18,33
23	117,00	18,03	25,18	0,708	0,173	0,183	1751,4	19,97	570,2	2,376	0,129	0,215	507,3	117,9	89,10	31,03	367,1	18,33
24	55,60	18,03	16,45	0,708	0,340	0,183	1015	19,97	481,8	2,376	0,364	0,215	342,3	117,9	52,30	31,03	305,7	18,33
26	58,10	18,03	19,76	0,708	0,367	0,183	1223,4	19,97	577,6	2,376	0,616	0,215	430,9	117,9	38,80	31,03	365,3	18,33
27	58,70	18,03	19,62	0,708	0,376	0,183	1207,9	19,97	569,8	2,376	0,616	0,215	435,1	117,9	39,90	31,03	360,9	18,33
28	56,70	18,03	19,25	0,708	0,354	0,183	1190,9	19,97	562,2	2,376	0,616	0,215	420,6	117,9	37,90	31,03	355,6	18,33
29	58,50	18,03	12,78	0,708	0,282	0,183	259,9	19,97	557,9	2,376	0,417	0,215	280,3	117,9	63,10	31,03	350,7	18,33
30	57,60	18,03	19,55	0,708	0,367	0,183	1210,1	19,97	571,3	2,376	0,616	0,215	426,7	117,9	38,40	31,03	361,4	18,33
31	58,40	18,03	20,27	0,708	0,346	0,183	1235	19,97	583,3	2,376	0,616	0,215	426,5	117,9	37,80	31,03	368,3	18,33
C1	55,60	18,03	19,14	0,708	0,338	0,183	1190,7	19,97	562,6	2,376	0,616	0,215	412,3	117,9	36,50	31,03	355,5	18,33

BP	Pb		Cd		Hg		Ni		As		Tl		Zn		Cu		Cr	
	CL	Vorbelastung	CL	Vorbelastung	CL	Vorbelastung	CL	Vorbelastung	CL	Vorbelastung	CL	Vorbelastung	CL	Vorbelastung	CL	Vorbelastung	CL	Vorbelastung
C2	56,50	18,03	19,25	0,708	0,350	0,183	1193	19,97	563,3	2,376	0,616	0,215	419,2	117,9	37,60	31,03	356,2	18,33
C3	56,80	18,03	19,28	0,708	0,354	0,183	1193,2	19,97	563,3	2,376	0,616	0,215	421,4	117,9	38,00	31,03	356,3	18,33
C4	56,80	18,03	19,28	0,708	0,354	0,183	1193,2	19,97	563,3	2,376	0,616	0,215	421,4	117,9	38,00	31,03	356,3	18,33
C5	58,10	18,03	19,76	0,708	0,367	0,183	1223,4	19,97	577,6	2,376	0,616	0,215	430,9	117,9	38,80	31,03	365,3	18,33
C6	53,80	18,03	18,34	0,708	0,345	0,183	1137,1	19,97	537	2,376	0,616	0,215	398,7	117,9	35,70	31,03	339,5	18,33
C7	54,10	18,03	18,27	0,708	0,354	0,183	1128,9	19,97	532,8	2,376	0,616	0,215	401,0	117,9	36,30	31,03	337,2	18,33
C8	58,50	18,03	12,78	0,708	0,282	0,183	259,9	19,97	557,9	2,376	0,511	0,215	280,3	117,9	63,10	31,03	350,7	18,33
C9	58,40	18,03	20,27	0,708	0,346	0,183	1235	19,97	583,3	2,376	0,616	0,215	426,5	117,9	37,80	31,03	368,3	18,33
C10	58,30	18,03	20,23	0,708	0,346	0,183	1232	19,97	581,9	2,376	0,616	0,215	425,5	117,9	37,80	31,03	367,5	18,33
C11	58,50	18,03	19,9	0,708	0,362	0,183	1232,5	19,97	581,9	2,376	0,616	0,215	433,8	117,9	39,00	31,03	368,0	18,33
2n	253,10	18,03	29,32	0,708	0,334	0,183	2202,6	19,97	475,4	2,376	0,410	0,215	550,6	117,9	234,40	31,03	300,6	18,33
3n	316,30	18,03	33,81	0,708	0,323	0,183	2618	19,97	545,3	2,376	0,330	0,215	617,9	117,9	300,40	31,03	345,1	18,33
3bn	322,00	18,03	34,92	0,708	0,346	0,183	2687,8	19,97	559,8	2,376	0,563	0,215	662,5	117,9	308,70	31,03	354,1	18,33
6bn	102,50	18,03	22,02	0,708	0,182	0,183	1529,8	19,97	497,2	2,376	0,106	0,215	451,5	117,9	79,30	31,03	323,0	18,33
22n	53,20	18,03	11,27	0,708	0,325	0,183	215,1	19,97	451,4	2,376	0,683	0,215	263,2	117,9	57,20	31,03	285,4	18,33
23n	313,30	18,03	34,31	0,708	0,327	0,183	2617,5	19,97	545,3	2,376	0,410	0,215	636,2	117,9	299,40	31,03	344,3	18,33
25n	309,20	18,03	33,13	0,708	0,311	0,183	2569,3	19,97	535,3	2,376	0,330	0,215	604,0	117,9	293,80	31,03	338,4	18,33
26n	309,20	18,03	33,13	0,708	0,311	0,183	2569,3	19,97	535,3	2,376	0,330	0,215	604,0	117,9	293,80	31,03	338,4	18,33
27n	253,20	18,03	28,33	0,708	0,333	0,183	2166,8	19,97	467,4	2,376	0,330	0,215	523,6	117,9	232,50	31,03	296,7	18,33
28n	102,20	18,03	21,95	0,708	0,181	0,183	1524,9	19,97	495,6	2,376	0,106	0,215	450,2	117,9	79,00	31,03	322,0	18,33
9n	281,00	18,03	32,4	0,708	0,300	0,183	2473,1	19,97	534,3	2,376	0,212	0,215	597,2	117,9	259,80	31,03	336,8	18,33
13n	249,20	18,03	28,76	0,708	0,306	0,183	2188,1	19,97	472,6	2,376	0,212	0,215	532,2	117,9	230,40	31,03	298,1	18,33
16n	118,60	18,03	25,52	0,708	0,175	0,183	1774,8	19,97	577,9	2,376	0,143	0,215	513,7	117,9	90,20	31,03	372,0	18,33
30n	310,20	18,03	33,86	0,708	0,308	0,183	2609,7	19,97	544	2,376	0,212	0,215	620,2	117,9	296,20	31,03	342,9	18,33
21n	58,70	18,03	19,62	0,708	0,376	0,183	1207,9	19,97	569,8	2,376	0,616	0,215	435,1	117,9	39,90	31,03	360,9	18,33
32n	58,90	18,03	12,87	0,708	0,281	0,183	261,6	19,97	561,6	2,376	0,511	0,215	282,1	117,9	63,50	31,03	353,0	18,33

Tab. 33: Vergleich der Hintergrunddepositionen bzw. -konzentrationen von Schadgasen und Feinstaub im Jahr 2014 zuzüglich der Summationsbeiträge aus Planvorhaben Dritter (PeutzConsult 2016)

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	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
2	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
3	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
4	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
6	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
7	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
7b	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
9 (=4n)	40	1,2	0,3	0,065	10	10	92,13	237,66
11	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
12 (=7n)	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
13	40	1,2	0,3	0,065	10	10	92,13	237,66
14	40	1,2	0,3	0,065	10	10	92,13	237,66
18	40	1,2	0,3	0,065	10	10	42,61	237,66
19	40	1,2	0,3	0,065	10	10	42,61	237,66
20	40	1,2	0,3	0,065	10	10	92,13	237,66
22	40	1,2	0,3	0,065	10	10	92,13	237,66
23	40	1,2	0,3	0,065	10	10	92,13	237,66
24	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
26	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
27	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
28	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
29	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
30	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
31	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
C1	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
C2	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
C3	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
C4	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
C5	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
C6	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
C7	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
C8	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
C9	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
C10	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
C11	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
2n	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
3n	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
3bn	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
6bn	40	1,2	0,3	0,065	10	10	92,13	237,66
22n	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
23n	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
25n	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
26n	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
27n	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
28n	40	1,2	0,3	0,065	10	10	92,13	237,66
9n	40	1,2	0,3	0,065	10	10	42,61	237,66
13n	40	1,2	0,3	0,065	10	10	42,61	237,66
16n	40	1,2	0,3	0,065	10	10	92,13	237,66
30n	40	1,2	0,3	0,065	10	10	42,61	237,66
21n	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66
32n	40	1,2	0,3	0,065	10	10	44,54	237,66

Tab. 34: Vergleich der Vorbelastung von nicht regulierten Schwermetallen Jahr 2012/2014 zuzüglich der Summationsbeiträge aus Planvorhaben Dritter (PeutzConsult 2016) mit den Erheblichkeitsschwellen

BP	V		Sb		Sn	
	Erheblich- keitsschwelle	Vorbelastung	Erheblich- keitsschwelle	Vorbelastung	Erheblich-keits- schwelle	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
1	141,80	7,147	3,309	1,982	104,46	53,91
2	41,60	7,147	1,806	1,982	104,46	53,91
3	41,92	7,147	1,872	1,982	117,58	53,91
4	41,60	7,147	1,806	1,982	104,46	53,91
6	39,91	7,147	1,741	1,982	102,20	53,91
7	39,78	7,147	1,715	1,982	97,04	53,91
7b	40,74	7,147	1,909	1,982	135,76	53,91
9 (=4n)	321,23	7,147	2,624	1,982	67,60	53,91
11	43,14	7,147	1,999	1,982	138,39	53,91
12 (=7n)	141,80	7,147	3,309	1,982	104,46	53,91
13	75,59	7,147	1,591	1,982	61,46	53,91
14	75,59	7,147	1,591	1,982	61,46	53,91
18	40,99	7,147	1,685	1,982	80,23	53,91
19	40,99	7,147	1,685	1,982	80,23	53,91
20	75,59	7,147	1,591	1,982	61,46	53,91
22	140,72	7,147	3,094	1,982	61,46	53,91
23	72,54	7,147	1,547	1,982	63,44	53,91
24	41,60	7,147	1,806	1,982	104,46	53,91
26	145,37	7,147	3,573	1,982	147,29	53,91
27	145,37	7,147	3,573	1,982	147,29	53,91
28	147,89	7,147	3,627	1,982	148,08	53,91
29	80,04	7,147	1,653	1,982	107,64	53,91
30	147,89	7,147	3,627	1,982	148,08	53,91
31	145,37	7,147	3,573	1,982	147,29	53,91
C1	43,37	7,147	2,043	1,982	147,29	53,91
C2	43,37	7,147	2,043	1,982	147,29	53,91
C3	43,37	7,147	2,043	1,982	147,29	53,91
C4	43,37	7,147	2,043	1,982	147,29	53,91
C5	43,37	7,147	2,043	1,982	147,29	53,91
C6	43,37	7,147	2,043	1,982	147,29	53,91
C7	44,09	7,147	2,070	1,982	148,08	53,91
C8	36,93	7,147	1,731	1,982	123,30	53,91
C9	43,37	7,147	2,043	1,982	147,29	53,91
C10	43,37	7,147	2,043	1,982	147,29	53,91
C11	43,37	7,147	2,043	1,982	147,29	53,91
2n	40,11	7,147	1,782	1,982	110,36	53,91
3n	36,18	7,147	1,580	1,982	93,10	53,91
3bn	37,14	7,147	1,774	1,982	131,82	53,91
6bn	75,59	7,147	1,591	1,982	61,46	53,91
22n	37,64	7,147	1,874	1,982	151,82	53,91
23n	36,51	7,147	1,647	1,982	106,42	53,91
25n	42,18	7,147	1,805	1,982	99,67	53,91
26n	42,18	7,147	1,805	1,982	99,67	53,91
27n	39,78	7,147	1,715	1,982	97,04	53,91
28n	72,44	7,147	1,528	1,982	59,62	53,91
9n	40,97	7,147	1,680	1,982	79,24	53,91
13n	39,29	7,147	1,617	1,982	77,40	53,91
16n	75,74	7,147	1,622	1,982	67,60	53,91
30n	35,69	7,147	1,482	1,982	73,46	53,91
21n	145,37	7,147	3,573	1,982	147,29	53,91
32n	36,93	7,147	1,731	1,982	123,30	53,91

10.2 Vorläufige Kontingentierung der Zusatzbelastung aus dem newPark-Plangebiet Datteln entsprechend TA Luft

Von PeutzConsult wurde mit Stand vom 29.8.2014 eine erste vorläufige Kontingentierung der Zusatzbelastungen aus dem Plangebiet newPark Datteln vorgenommen.

Dazu wurde unter Berücksichtigung der Hintergrundbelastung und der Summationsbeiträge aus Vorhaben Dritter die nicht erhebliche Depositionsrates bzw. Konzentration an den Beurteilungspunkten in den FFH-Gebieten anhand der Grenzwerte aus der TA Luft, Abschnitt 4.5.1, berechnet. Natürlich gelten an allen Beurteilungspunkten die gleichen TA Luft-Grenzen, aber die Einhaltung des TA Luft-Grenzwertes am nächstgelegenen Beurteilungspunkt führt aufgrund der unterschiedlichen Abstände der Beurteilungspunkte von der Emissionsquelle newPark Datteln zu einer verminderten Depositionsrates an allen anderen Beurteilungspunkten. Diese zulässigen zusätzlichen Depositionsrates bzw. Konzentrationen wurden dann rückgerechnet in zulässige Emissionsraten für die Teilgebiete des newPark-Areals.

Da es für eine Reihe von Schadstoffen keine Grenzwerte in der TA Luft gibt, sind für diese Stoffe vorläufig noch keine Kontingente berechnet worden.

11 Schadensvermeidungsmaßnahmen

11.1 Kontingentierung der Zusatzbelastungen

Die Bewertung dieser vorläufigen Kontingentierung ergibt, dass die Critical Loads/Levels bei einigen Schwermetallen niedriger sind als die zulässigen Immissionsgrenzen nach TA Luft (vgl. Kap. 10.2). Eine Neuberechnung der Emissionskontingente war somit für einige der untersuchten Stoffe sowie ferner für die nicht in der TA Luft geregelten Stoffe erforderlich. Dazu wurden im Folgenden die Beurteilungswerte an den Beurteilungspunkten, die ein Risiko für die LRT ausschließen, vorgegeben (Tab. 35, Tab. 36, Tab. 37).

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 (newPark Planungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH mündlich am 14.1.2016).

Die Kontingentierung erfolgt nach folgenden Bedingungen:

1. Wenn der Grenzwert nach TA Luft (2002) größer ist als die Summe aus der Hintergrunddeposition ($M_{\text{dep(akt)}}$) und den Summationsbeiträgen der Kraftwerke Lünen ($M_{\text{dep(PlanKWLünen)}}$) und Datteln ($M_{\text{dep(PlanKWDatteln)}}$) und der Grenzwert nach TA Luft kleiner ist als der Critical Load bzw. Critical Level $CL(M)$, dann gilt:
$$0,6 \cdot (\text{TA-Luft-Grenzwert} - M_{\text{dep(akt)}} - M_{\text{dep(PlanKWDatteln)}} - M_{\text{dep(PlanKWLünen)}}) = \text{max. zusätzliches Depositionskontingent für newPark Datteln}$$

(vgl. Tab. 35 und Tab. 36, orange hinterlegt)

2. Wenn der Grenzwert nach TA Luft (2002) größer ist als der Critical Load bzw. Critical Level $CL(M)$, aber die Summe aus der Hintergrunddeposition ($M_{dep(akt)}$) und den Summationsbeiträgen der Kraftwerke Lünen ($M_{dep(PlanKWLünen)}$) und Datteln ($M_{dep(PlanKWDatteln)}$) kleiner als der Critical Load bzw. Critical Level $CL(M)$ ist, dann gilt:
 $0,6 (CL(M) - M_{dep(akt)} - M_{dep(PlanKWDatteln)} - M_{dep(PlanKWLünen)}) = \text{Max. zusätzliches Depositionskontingent für newPark Datteln}$
(vgl. Tab. 35 und Tab. 36, gelb hinterlegt)
3. Wenn kein Grenzwert nach TA Luft (2002) gegeben ist (vgl. Kap. 5.1) und die Summe aus der Hintergrunddeposition ($M_{dep(akt)}$) und den Summationsbeiträgen der Kraftwerke Lünen ($M_{dep(PlanKWLünen)}$) und Datteln ($M_{dep(PlanKWDatteln)}$) kleiner ist als der Critical Load bzw. Critical Level $CL(M)$, dann gilt:
 $0,6 (CL(M) - M_{dep(akt)} - M_{dep(PlanKWDatteln)} - M_{dep(PlanKWLünen)}) = \text{Max. zusätzliches Depositionskontingent für newPark Datteln}$
(vgl. Tab. 37, braun hinterlegt)
4. Wenn die Summe aus der Hintergrunddeposition ($M_{dep(akt)}$) und den Summationsbeiträgen der Kraftwerke Lünen ($M_{dep(PlanKWLünen)}$) und Datteln ($M_{dep(PlanKWDatteln)}$) größer oder gleich dem Critical Load bzw. Critical Level $CL(M)$ und die Erheblichkeitsschwelle ($ES(M)$) größer als das Abschneidekriterium ist, dann gilt:
 $0,6 (ES(M) - M_{dep(PlanLünen)} - M_{dep(PlanDatteln)}) = \text{Max. zusätzliches Depositionskontingent für newPark Datteln}$
(vgl. Tab. 35 und Tab. 36, blau hinterlegt)
5. Wenn die Summe aus der Hintergrunddeposition ($M_{dep(akt)}$) und den Summationsbeiträgen der Kraftwerke Lünen ($M_{dep(PlanLünen)}$) und Datteln ($M_{dep(PlanDatteln)}$) größer oder gleich dem Critical Load bzw. Critical Level $CL(M)$ ist und die Erheblichkeitsschwelle ($ES(M)$) kleiner oder gleich dem Abschneidekriterium ist, dann gilt:
Erheblichkeitsschwelle ($ES(M)$) = Max. zusätzliches Depositionskontingent für newPark Datteln
(vgl. Tab. 35, rot hinterlegt)
6. Da entsprechend BBodSchG für bisher nicht regulierte Metalle als Vorsorgewert eine akzeptable unschädliche Zusatzdeposition im Sinne einer Erheblichkeitsschwelle *vorhabensbezogen* angewendet werden soll (vgl. Kap. 5.4), gilt für V, Sb und Sn: Erheblichkeitsschwelle ($ES(M)$) = Max. zusätzliches Depositionskontingent für newPark Datteln.
(vgl. Tab. 37 grau hinterlegt)

Tab. 35: Beurteilungswerte an den Beurteilungspunkten für die Schadstoffe, für die ein Grenzwert nach TA Luft (vgl. Kap. 5.1), ein Abschneidekriterium (vgl. Kap. 5.2) und ein Critical Load mit Erheblichkeitsschwelle (vgl. Kap. 5.3) gilt (Erläuterung der farblichen Markierungen im Text)

Beurteilungspunkt	Pb				Cd				Hg				Ni				As				Tl				Feinstaub				
	TA Luft	Critical Load	Erheblichkeitsschwelle	Abschneidekriterium	TA Luft	Critical Load	Erheblichkeitsschwelle	Abschneidekriterium	TA Luft	Critical Load	Erheblichkeitsschwelle	Abschneidekriterium	TA Luft	Critical Load	Erheblichkeitsschwelle	Abschneidekriterium	TA Luft	Critical Load	Erheblichkeitsschwelle	Abschneidekriterium	TA Luft	Critical Load	Erheblichkeitsschwelle	Abschneidekriterium	TA Luft	Critical Load	Erheblichkeitsschwelle	Abschneidekriterium	
	[µg m ⁻² d ⁻¹]																												µg/m ³
1	100	15,48	0,310	5	2	4,732	0,095	0,1	1	0,089	0,002	0,01	15	293,1	8,793	0,6	4	139,3	4,178	0,02	2	0,100	0,003	0,02	350000	12203	1220,4	0,25	
2	100	16,66	0,333	5	2	5,011	0,100	0,1	1	0,092	0,002	0,01	15	309,9	9,296	0,6	4	147,2	4,415	0,02	2	0,100	0,003	0,02	350000	12203	1220,4	0,25	
3	100	15,89	0,318	5	2	5,236	0,105	0,1	1	0,095	0,002	0,01	15	312,2	9,367	0,6	4	148,3	4,449	0,02	2	0,121	0,004	0,02	350000	12203	1220,4	0,25	
4	100	16,77	0,335	5	2	5,049	0,101	0,1	1	0,092	0,002	0,01	15	312,3	9,369	0,6	4	148,3	4,449	0,02	2	0,100	0,003	0,02	350000	12203	1220,4	0,25	
6	100	85,70	1,714	5	2	9,373	0,187	0,1	1	0,087	0,002	0,01	15	717,8	21,535	0,6	4	149,6	4,487	0,02	2	0,099	0,003	0,02	350000	12203	1220,4	0,25	
7	100	86,44	1,729	5	2	9,252	0,185	0,1	1	0,087	0,002	0,01	15	717,1	21,514	0,6	4	149,4	4,482	0,02	2	0,090	0,003	0,02	350000	12203	1220,4	0,25	
7b	100	82,85	1,657	5	2	8,989	0,180	0,1	1	0,088	0,002	0,01	15	694,6	20,837	0,6	4	144,7	4,342	0,02	2	0,154	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25	
9 (=4n)	100	32,16	0,643	5	2	6,921	0,138	0,1	1	0,047	0,001	0,01	15	481,4	14,443	0,6	4	156,7	4,702	0,02	2	0,039	0,001	0,02	350000	25241	2524,1	0,25	
11	100	86,60	1,732	5	2	9,488	0,190	0,1	1	0,090	0,002	0,01	15	723,0	21,690	0,6	4	150,6	4,518	0,02	2	0,154	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25	
12 (=7n)	100	16,19	0,324	5	2	4,975	0,100	0,1	1	0,088	0,002	0,01	15	308,6	9,257	0,6	4	146,7	4,400	0,02	2	0,100	0,003	0,02	350000	12203	1220,4	0,25	
13	100	28,33	0,567	5	2	6,074	0,121	0,1	1	0,054	0,001	0,01	15	421,7	12,650	0,6	4	136,8	4,105	0,02	2	0,029	0,001	0,02	350000	25241	2524,1	0,25	
14	100	32,47	0,649	5	2	6,981	0,140	0,1	1	0,050	0,001	0,01	15	485,4	14,561	0,6	4	157,9	4,737	0,02	2	0,029	0,001	0,02	350000	25241	2524,1	0,25	
18	100	14,99	0,299	5	2	5,101	0,102	0,1	1	0,085	0,002	0,01	15	312,6	9,378	0,6	4	148,8	4,466	0,02	2	0,060	0,002	0,02	350000	11674	1167,3	0,25	
19	100	14,99	0,300	5	2	5,107	0,102	0,1	1	0,085	0,002	0,01	15	313,0	9,390	0,6	4	149,0	4,471	0,02	2	0,060	0,002	0,02	350000	11674	1167,3	0,25	
20	100	28,25	0,565	5	2	6,068	0,121	0,1	1	0,050	0,001	0,01	15	421,6	12,649	0,6	4	137,0	4,111	0,02	2	0,029	0,001	0,02	350000	25241	2524,1	0,25	
22	100	28,08	0,562	5	2	6,047	0,121	0,1	1	0,045	0,001	0,01	15	420,7	12,622	0,6	4	137,0	4,111	0,02	2	0,029	0,001	0,02	350000	25241	2524,1	0,25	
23	100	32,05	0,641	5	2	6,899	0,138	0,1	1	0,047	0,001	0,01	15	479,8	14,395	0,6	4	156,2	4,686	0,02	2	0,035	0,001	0,02	350000	25241	2524,1	0,25	
24	100	15,23	0,305	5	2	4,507	0,090	0,1	1	0,093	0,002	0,01	15	278,1	8,343	0,6	4	132,0	3,960	0,02	2	0,100	0,003	0,02	350000	12203	1220,4	0,25	
26	100	15,92	0,319	5	2	5,414	0,108	0,1	1	0,101	0,002	0,01	15	335,2	10,055	0,6	4	158,2	4,747	0,02	2	0,169	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25	
27	100	16,08	0,322	5	2	5,375	0,108	0,1	1	0,103	0,002	0,01	15	330,9	9,928	0,6	4	156,1	4,683	0,02	2	0,169	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25	
28	100	15,53	0,311	5	2	5,274	0,105	0,1	1	0,097	0,002	0,01	15	326,3	9,788	0,6	4	154,0	4,621	0,02	2	0,169	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25	
29=C8	100	16,03	0,321	5	2	3,501	0,070	0,1	1	0,077	0,002	0,01	15	71,2	2,136	0,6	4	152,8	4,585	0,02	2	0,114	0,003	0,02	350000	12203	1220,4	0,25	
30	100	15,78	0,315	5	2	5,356	0,107	0,1	1	0,101	0,002	0,01	15	331,5	9,946	0,6	4	156,5	4,695	0,02	2	0,169	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25	
31	100	16,00	0,320	5	2	5,553	0,111	0,1	1	0,095	0,002	0,01	15	338,4	10,151	0,6	4	159,8	4,794	0,02	2	0,169	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25	
C1	100	15,23	0,305	5	2	5,244	0,105	0,1	1	0,093	0,002	0,01	15	326,2	9,787	0,6	4	154,1	4,624	0,02	2	0,169	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25	

Beurteilungspunkt	Pb				Cd				Hg				Ni				As				Tl				Feinstaub			
	TA Luft	Critical Load	Erheblichkeitsschwelle	Abschneidekriterium	TA Luft	Critical Load	Erheblichkeitsschwelle	Abschneidekriterium	TA Luft	Critical Load	Erheblichkeitsschwelle	Abschneidekriterium	TA Luft	Critical Load	Erheblichkeitsschwelle	Abschneidekriterium	TA Luft	Critical Load	Erheblichkeitsschwelle	Abschneidekriterium	TA Luft	Critical Load	Erheblichkeitsschwelle	Abschneidekriterium	TA Luft	Critical Load	Erheblichkeitsschwelle	Abschneidekriterium
[µg m ⁻² d ⁻¹]																												µg/m ³
C2	100	15,48	0,310	5	2	5,274	0,106	0,1	1	0,096	0,002	0,01	15	326,8	9,805	0,6	4	154,3	4,630	0,02	2	0,169	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
C3	100	15,56	0,311	5	2	5,282	0,106	0,1	1	0,097	0,002	0,01	15	326,9	9,807	0,6	4	154,3	4,630	0,02	2	0,169	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
C4	100	15,56	0,311	5	2	5,282	0,106	0,1	1	0,097	0,002	0,01	15	326,9	9,807	0,6	4	154,3	4,630	0,02	2	0,169	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
C5	100	15,92	0,319	5	2	5,414	0,108	0,1	1	0,101	0,002	0,01	15	335,2	10,055	0,6	4	158,2	4,747	0,02	2	0,169	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
C6	100	14,74	0,295	5	2	5,025	0,101	0,1	1	0,095	0,002	0,01	15	311,5	9,346	0,6	4	147,1	4,413	0,02	2	0,169	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
C7	100	14,82	0,296	5	2	5,005	0,100	0,1	1	0,097	0,002	0,01	15	309,3	9,278	0,6	4	146,0	4,379	0,02	2	0,169	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
C8	100	16,03	0,321	5	2	3,501	0,070	0,1	1	0,077	0,002	0,01	15	71,2	2,136	0,6	4	152,8	4,585	0,02	2	0,140	0,004	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
C9	100	16,00	0,320	5	2	5,553	0,111	0,1	1	0,095	0,002	0,01	15	338,4	10,151	0,6	4	159,8	4,794	0,02	2	0,169	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
C10	100	15,97	0,319	5	2	5,542	0,111	0,1	1	0,095	0,002	0,01	15	337,5	10,126	0,6	4	159,4	4,783	0,02	2	0,169	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
C11	100	16,03	0,321	5	2	5,452	0,109	0,1	1	0,099	0,002	0,01	15	337,7	10,130	0,6	4	159,4	4,783	0,02	2	0,169	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
2n	100	69,34	1,387	5	2	8,033	0,161	0,1	1	0,092	0,002	0,01	15	603,5	18,104	0,6	4	130,2	3,907	0,02	2	0,112	0,003	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
3n	100	86,66	1,733	5	2	9,263	0,185	0,1	1	0,088	0,002	0,01	15	717,3	21,518	0,6	4	149,4	4,482	0,02	2	0,090	0,003	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
3bn	100	88,22	1,764	5	2	9,567	0,191	0,1	1	0,095	0,002	0,01	15	736,4	22,091	0,6	4	153,4	4,601	0,02	2	0,154	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
6bn	100	28,08	0,562	5	2	6,033	0,121	0,1	1	0,050	0,001	0,01	15	419,1	12,573	0,6	4	136,2	4,087	0,02	2	0,029	0,001	0,02	350000	25241	2524,1	0,25
22n	100	14,58	0,292	5	2	3,088	0,062	0,1	1	0,089	0,002	0,01	15	58,9	1,768	0,6	4	123,7	3,710	0,02	2	0,187	0,006	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
23n	100	85,84	1,717	5	2	9,400	0,188	0,1	1	0,090	0,002	0,01	15	717,1	21,514	0,6	4	149,4	4,482	0,02	2	0,112	0,003	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
25n	100	84,71	1,694	5	2	9,077	0,182	0,1	1	0,085	0,002	0,01	15	703,9	21,117	0,6	4	146,7	4,400	0,02	2	0,090	0,003	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
26n	100	84,71	1,694	5	2	9,077	0,182	0,1	1	0,085	0,002	0,01	15	703,9	21,117	0,6	4	146,7	4,400	0,02	2	0,090	0,003	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
27n	100	69,37	1,388	5	2	7,762	0,155	0,1	1	0,091	0,002	0,01	15	593,6	17,810	0,6	4	128,1	3,842	0,02	2	0,090	0,003	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
28n	100	28,00	0,560	5	2	6,014	0,120	0,1	1	0,050	0,001	0,01	15	417,8	12,533	0,6	4	135,8	4,074	0,02	2	0,029	0,001	0,02	350000	25241	2524,1	0,25
9n	100	76,99	1,540	5	2	8,877	0,178	0,1	1	0,082	0,002	0,01	15	677,6	20,327	0,6	4	146,4	4,392	0,02	2	0,058	0,002	0,02	350000	11674	1167,3	0,25
13n	100	68,27	1,366	5	2	7,879	0,158	0,1	1	0,084	0,002	0,01	15	599,5	17,984	0,6	4	129,5	3,885	0,02	2	0,058	0,002	0,02	350000	11674	1167,3	0,25
16n	100	32,49	0,650	5	2	6,992	0,140	0,1	1	0,048	0,001	0,01	15	486,2	14,588	0,6	4	158,3	4,749	0,02	2	0,039	0,001	0,02	350000	25241	2524,1	0,25
30n	100	84,99	1,700	5	2	9,277	0,186	0,1	1	0,084	0,002	0,01	15	715,0	21,450	0,6	4	149,0	4,471	0,02	2	0,058	0,002	0,02	350000	11674	1167,3	0,25
21n	100	16,08	0,322	5	2	5,375	0,108	0,1	1	0,103	0,002	0,01	15	330,9	9,928	0,6	4	156,1	4,683	0,02	2	0,169	0,005	0,02	350000	12203	1220,4	0,25
32n	100	16,14	0,323	5	2	3,526	0,071	0,1	1	0,077	0,002	0,01	15	71,7	2,150	0,6	4	153,9	4,616	0,02	2	0,140	0,004	0,02	350000	12203	1220,4	0,25

Tab. 36: Beurteilungswerte an den Beurteilungspunkten für die Schadstoffe, für die ein Grenzwert nach TA Luft (vgl. Kap. 5.1), ein Abschneidekriterium (vgl. Kap. 5.2) und ein Critical Level mit Erheblichkeitsschwelle (vgl. Kap. 5.3) gilt (Erläuterung der Farben im Text)

Beurteilungspunkt	C ₆ H ₆				HF				C ₂ Cl ₄			
	TA Luft	Critical Level	Erheblichkeitsschwelle	Abschneidekriterium	TA Luft	Critical Level	Erheblichkeitsschwelle	Abschneidekriterium	TA Luft	Critical Level	Erheblichkeitsschwelle	Abschneidekriterium
	µg/m ³											
1	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
2	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
3	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
4	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
6	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
7	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
7b	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
9 (=4n)	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
11	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
12 (=7n)	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
13	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
14	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
18	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
19	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
20	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
22	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
23	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
24	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
26	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
27	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
28	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
29=C8	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
30	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
31	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
C1	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
C2	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
C3	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
C4	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
C5	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
C6	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
C7	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
C8	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
C9	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
C10	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
C11	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
2n	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
3n	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
3bn	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
6bn	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
22n	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
23n	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
25n	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
26n	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
27n	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
28n	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
9n	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
13n	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
16n	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
30n	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
21n	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1
32n	5	40	0,8	0,05	0,3	0,3	0,009	0,03	0,3	10,0	0,3	0,1

Tab. 37: Beurteilungswerte an den Beurteilungspunkten für die Schadstoffe, für die ein Critical Load bzw. eine Erheblichkeitsschwelle (vgl. Kap. 5.3) gilt (Erläuterung der Farben im Text)

Beurteilungspunkt	Zn		Cu		Cr		V	Sb	Sn
	Critical Load	Erheblichkeitsschwelle	Critical Load	Erheblichkeitsschwelle	Critical Load	Erheblichkeitsschwelle	vorhabensbezogene Erheblichkeitsschwelle		
	[µg m ⁻² d ⁻¹]								
1	97,84	2,935	14,63	0,439	88,19	2,65	38,85	0,907	28,62
2	103,95	3,119	15,73	0,472	93,29	2,80	11,40	0,495	28,62
3	111,53	3,346	15,59	0,468	93,78	2,81	11,49	0,513	32,21
4	104,71	3,142	15,84	0,475	94,00	2,82	11,40	0,495	28,62
6	172,96	5,189	81,86	2,456	94,38	2,83	10,93	0,477	28,00
7	168,85	5,066	82,14	2,464	94,49	2,83	10,90	0,470	26,59
7b	168,22	5,047	79,32	2,379	91,40	2,74	11,16	0,523	37,19
9 (=4n)	139,42	4,182	24,49	0,735	100,90	3,03	88,01	0,719	18,52
11	176,19	5,286	82,77	2,483	95,12	2,85	11,82	0,548	37,91
12 (=7n)	102,79	3,084	15,32	0,460	92,85	2,79	38,85	0,907	28,62
13	126,71	3,801	22,25	0,667	89,67	2,69	20,71	0,436	16,84
14	141,92	4,257	24,93	0,748	102,11	3,06	20,71	0,436	16,84
18	105,92	3,177	14,63	0,439	93,86	2,82	11,23	0,462	21,98
19	106,03	3,181	14,66	0,439	93,97	2,82	11,23	0,462	21,98
20	124,38	3,732	21,84	0,655	89,01	2,67	20,71	0,436	16,84
22	121,29	3,639	21,32	0,639	88,05	2,64	38,55	0,848	16,84
23	138,99	4,169	24,41	0,732	100,58	3,02	19,87	0,424	17,38
24	93,78	2,813	14,33	0,430	83,75	2,51	11,40	0,495	28,62
26	118,05	3,542	10,63	0,319	100,08	3,00	39,83	0,979	40,35
27	119,21	3,576	10,93	0,328	98,88	2,97	39,83	0,979	40,35
28	115,23	3,457	10,38	0,312	97,42	2,92	40,52	0,994	40,57
29=C8	76,79	2,304	17,29	0,518	96,08	2,88	21,93	0,453	29,49
30	116,90	3,507	10,52	0,316	99,01	2,97	40,52	0,994	40,57
31	116,85	3,506	10,36	0,311	100,90	3,03	39,83	0,979	40,35
C1	112,96	3,388	10,00	0,300	97,40	2,92	11,88	0,560	40,35
C2	114,85	3,446	10,30	0,309	97,59	2,93	11,88	0,560	40,35
C3	115,45	3,463	10,41	0,312	97,62	2,93	11,88	0,560	40,35
C4	115,45	3,463	10,41	0,312	97,62	2,93	11,88	0,560	40,35
C5	118,05	3,542	10,63	0,319	100,08	3,00	11,88	0,560	40,35
C6	109,23	3,277	9,78	0,294	93,01	2,79	11,88	0,560	40,35
C7	109,86	3,296	9,95	0,299	92,38	2,77	12,08	0,567	40,57
C8	76,79	2,304	17,29	0,518	96,08	2,88	10,12	0,474	33,78
C9	116,85	3,506	10,36	0,311	100,90	3,03	11,88	0,560	40,35
C10	116,58	3,497	10,36	0,310	100,68	3,02	11,88	0,560	40,35
C11	118,85	3,566	10,68	0,320	100,82	3,03	11,88	0,560	40,35
2n	150,85	4,526	64,22	1,926	82,36	2,47	10,99	0,488	30,24
3n	169,29	5,079	82,30	2,469	94,55	2,84	9,91	0,433	25,51
3bn	181,51	5,445	84,58	2,538	97,01	2,91	10,18	0,486	36,12
6bn	123,70	3,711	21,73	0,652	88,49	2,66	20,71	0,436	16,84
22n	72,11	2,164	15,67	0,470	78,19	2,35	10,31	0,513	41,60
23n	174,30	5,229	82,03	2,460	94,33	2,83	10,00	0,451	29,16
25n	165,48	4,964	80,49	2,415	92,71	2,78	11,56	0,495	27,31
26n	165,48	4,964	80,49	2,415	92,71	2,78	11,56	0,495	27,31
27n	143,45	4,303	63,70	1,911	81,29	2,44	10,90	0,470	26,59
28n	123,34	3,700	21,64	0,650	88,22	2,65	19,85	0,419	16,34
9n	163,62	4,908	71,18	2,135	92,27	2,77	11,22	0,460	21,71
13n	145,81	4,375	63,12	1,894	81,67	2,45	10,76	0,443	21,21
16n	140,74	4,222	24,71	0,742	101,92	3,06	20,75	0,444	18,52
30n	169,92	5,097	81,15	2,435	93,95	2,82	9,78	0,406	20,13
21n	119,21	3,576	10,93	0,328	98,88	2,97	39,83	0,979	40,35
32n	77,29	2,319	17,40	0,522	96,71	2,90	10,12	0,474	33,78

11.2 Einsatz von Rauchgasfiltern entsprechend dem besten Stand der Technik

Während die Einhaltung der TA-Luft-Richtwerte dem Standard entspricht und eine derzeit übliche technische Ausrüstung der emittierenden Betriebe voraus setzt, erfordert die Einhaltung der reduzierten Emissionskontingente von den Betrieben weitere Maßnahmen zur Emissionsminderung, z.B. den Einsatz von Rauchgasfiltern nach dem besten Stand der Technik (vgl. Kap. 11.2) und/oder den Verzicht des Einsatzes von Kohle und Schweröl zur Energieerzeugung (vgl. Kap. 11.3).

Bleihaltige Stäube werden in die Atmosphäre bei der Verhüttung von Erzen und Schrott, bei chemischen Prozessen der Metallveredelung (galvanisieren, beizen) und als Metallzusätze von organischen Verbindungen (z. B. ehemals Blei im Benzin, Additive für Schmieröle) freigesetzt. Blei wird weiterhin zur Herstellung von Batterien, Pigmenten, Lötmetall und – inzwischen kaum noch – Bleibenzin benötigt.

Blei, Quecksilber und Thallium (sowie andere Schadstoffe) wurden vor Jahrtausenden von Pflanzen gebunden. Heute sind sie in der Kohle konzentriert und werden beim Verbrennen freigesetzt. Der Anteil von Hg in der Kohle reicht je nach Herkunft von 0,01 bis etwa 1 Milligramm pro Kilogramm (ppm).

Pyrit, ein Bestandteil von Braun- und Steinkohle, ist besonders reich an Thallium. Daher sind auch Kohle und andere anaerobe Sedimente (Torf) mit Thallium angereichert. Eine Verbreitung von Thallium in der Umwelt findet über Flugstäube statt, z. B. bei der industriell angewendeten Röstung thalliumhaltiger Kiese und Blenden. Eine gasförmige Emittierung an die Luft kann bei der Verhüttung von Blei- und Zinkerzen bzw. auch bei der Zement- und Cadmiumherstellung erfolgen (Klemm & Meißner 2012).

Der heutige Stand der Technik zur Reduktion der Staubemissionen erlaubt die fast vollständige Abscheidung von Feinstaub und damit verbunden der Schwermetallgehalte. So ist der Einsatz von z. B. Elektrofiltern oder Schlauchfiltern unabhängig vom Rauchgasvolumenstrom und vom Brennstoff anwendbar.

Eine Abscheidung von Staub und schwerflüchtigen Schwermetallen (Pb, Tl, Cr) erfolgt beispielsweise auch in der nassen Wäsche zur Rauchgasentschwefelung. Hier können zusätzlich zu den Filteranlagen bis zu 90 % des Reststaubgehaltes ausgewaschen werden. Unabhängig vom Brennstoff können Staubemissionen $< 5 \text{ mg/Nm}^3$ (bei 3 bzw. 6 % O_2) als Halbstundenmittelwert eingehalten werden. Dies entspricht einer Abscheideleistung von $> 99,8 \%$ (Böhmer et al. 2003). Stand der Technik zur Abtrennung der Aerosole aus dem Rauchgas ölgefeuerter Kraftwerke sind nasse Elektrofilter.

Betriebe, die die Absicht haben, Kohle oder Heizöl zu verbrennen oder Schwermetalle zu verarbeiten, können die Einhaltung der Kontingente durch den Einsatz der bestmöglichen verfügbaren Technik, z. B. von Elektro- oder Schlauchfiltern in Kombination mit einer nassen Rauchgasentschwefelung, gewährleisten. Dies bedeutet keinen Wirtschaftlichkeitsverlust für die Betriebe, da sie ohnehin in wenigen Jahren dazu verpflichtet sein werden, wenn die derzeit in Erarbeitung befindliche EU-Richtlinie zur Begrenzung von Schwermetallemissionen aus Industrieanlagen rechtswirksam wird.

11.3 Beschränkungen des Einsatzes von Kohle und Schweröl zur Energieerzeugung

Blei, Quecksilber, Thallium, Chrom, Vanadium, Antimon und Feinstaub werden überwiegend als Bestandteile der Gesamt-Staubemissionen aus der Kohle- und Schwerölverbrennung in die Luft emittiert. Hg als leicht flüchtiges Element entweicht auch bereits teilweise gasförmig bei der Verbrennung von Kohle und Öl.

Eine Minimierung der Nutzung quecksilber-, chrom- und thalliumhaltiger Kohle und Öl zur Energieerzeugung ist für das newPark-Areal insofern bereits vorgesehen, als die Rahmenplanung eine vorrangige Nutzung erneuerbarer Energien vorsieht. Eine weitere Maßnahme könnte darin bestehen, dass für die Verbrennung fossiler Rohstoffe nur Gas verwendet wird. Sollte dies nicht möglich sein, könnte hilfsweise festgelegt werden, dass nur schwach chromhaltige sowie quecksilber- und thalliumfreie Kohle bzw. Öl verwendet werden darf. Stand der Technik ist generell der Einsatz von Kohle mit geringem Aschegehalt (=geringer Schwermetallgehalt).

12 Bewertung der Erheblichkeit von Zusatzbelastungen durch das Planvorhaben nach Implementierung der Schadensvermeidungsmaßnahmen

Die Zielvorgaben für die maximal aus newPark Datteln zusätzliche Depositionsrate bzw. Konzentration an den Beurteilungspunkten aus dem Kap. 11.1 nahm der Auftraggeber – die newPark Planungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH – zum Anlass, die vorläufige Kontingentierung der Schadstoffemissionen (Kap. 10.2) an das jeweils geltende Beurteilungskriterium anzupassen.

An jeweils einem, in der Regel dem nächstgelegenen, Beurteilungspunkt musste die maximale zusätzliche Deposition bzw. Konzentration aus newPark Datteln entsprechend Tab. 35, Tab. 36 und Tab. 37 eingehalten werden. Die Ausbreitungsberechnung durch PeutzConsult (2016) ergab dann aber für die anderen weiter entfernten Beurteilungspunkte niedrigere vorhabensbezogene Depositionen/Konzentrationen als maximal zulässig wären.

Das Ergebnis der Neuberechnung legte Herr Streuber (PeutzConsult 2016) mit Stand vom März 2016 wie folgt vor (vgl. Tab. 38).

Der Vergleich der neu berechneten Zusatzdepositionen/-konzentrationen aus newPark Datteln (Tab. 38) mit den maximal zulässigen Zusatzdepositionen entsprechend Kap. 11.1 ergibt, dass an einigen Beurteilungspunkten (insbesondere an den BP 2n, 3n und 3bn) der jeweilige maximal zulässige Wert genau eingehalten und an allen anderen Beurteilungspunkten unterschritten wird.

Tab. 38: maximale Zusatzdepositionen aus newPark Datteln an den Beurteilungspunkten unter Beachtung der Vorgaben gemäß Kap. 11.1 (PeutzConsult 2016)

BP	Pb	Cd	Hg	Ni	As	Tl	Zn	Cu	Cr	V	Sb	Sn	Feinstaub	[µg m ⁻³]		
														C ₆ H ₆	HF	C ₂ Cl ₄
	[µg m ⁻² d ⁻¹]												[µg m ⁻³]			
1	1,00	0,03	0,0001	0,1	0,05	0,0001	1,84	0,28	1,20	0,23	0,01	0,60	15,56	0,1	0,008	0,01
2	0,79	0,02	0,0001	0,1	0,04	0,0001	1,46	0,22	0,95	0,19	0,01	0,48	12,31	0,1	0,007	0,01
3	1,74	0,04	0,0002	0,2	0,08	0,0002	3,21	0,49	2,10	0,41	0,02	1,05	27,15	0,2	0,012	0,02
4	2,71	0,07	0,0003	0,4	0,13	0,0003	4,99	0,76	3,26	0,64	0,03	1,64	42,20	0,2	0,014	0,02
6	40,41	1,02	0,0047	5,4	1,90	0,0047	74,38	11,32	48,52	9,49	0,41	24,41	628,75	2,2	0,134	0,17
7	39,36	1,00	0,0046	5,3	1,85	0,0046	72,45	11,02	47,27	9,24	0,40	23,78	612,46	2,2	0,136	0,17
7b	39,56	1,00	0,0046	5,3	1,86	0,0046	72,82	11,08	47,51	9,29	0,41	23,90	615,55	2,2	0,138	0,18
9 (=4n)	8,60	0,22	0,0010	1,1	0,40	0,0010	15,83	2,41	10,33	2,02	0,09	5,19	133,80	0,6	0,037	0,05
11	5,18	0,13	0,0006	0,7	0,24	0,0006	9,53	1,45	6,21	1,21	0,05	3,13	80,53	0,4	0,025	0,03
12 (=7n)	4,53	0,11	0,0005	0,6	0,21	0,0005	8,34	1,27	5,44	1,06	0,05	2,74	70,47	0,4	0,025	0,03
13	4,15	0,11	0,0005	0,6	0,19	0,0005	7,64	1,16	4,98	0,97	0,04	2,51	64,55	0,4	0,023	0,03
14	3,10	0,08	0,0004	0,4	0,15	0,0004	5,71	0,87	3,73	0,73	0,03	1,87	48,27	0,3	0,018	0,02
18	1,15	0,03	0,0001	0,2	0,05	0,0001	2,12	0,32	1,38	0,27	0,01	0,70	17,91	0,1	0,009	0,01
19	1,04	0,03	0,0001	0,1	0,05	0,0001	1,91	0,29	1,25	0,24	0,01	0,63	16,18	0,1	0,008	0,01
20	1,14	0,03	0,0001	0,2	0,05	0,0001	2,09	0,32	1,37	0,27	0,01	0,69	17,71	0,1	0,009	0,01
22	1,04	0,03	0,0001	0,1	0,05	0,0001	1,92	0,29	1,25	0,25	0,01	0,63	16,25	0,1	0,008	0,01
23	1,08	0,03	0,0001	0,1	0,05	0,0001	1,99	0,30	1,30	0,25	0,01	0,65	16,84	0,1	0,008	0,01
24	1,20	0,03	0,0001	0,2	0,06	0,0001	2,20	0,33	1,44	0,28	0,01	0,72	18,61	0,1	0,008	0,01
26	2,14	0,05	0,0002	0,3	0,10	0,0002	3,94	0,60	2,57	0,50	0,02	1,29	33,26	0,2	0,013	0,02
27	2,08	0,05	0,0002	0,3	0,10	0,0002	3,83	0,58	2,50	0,49	0,02	1,26	32,37	0,2	0,012	0,02
28	1,67	0,04	0,0002	0,2	0,08	0,0002	3,07	0,47	2,00	0,39	0,02	1,01	25,95	0,2	0,011	0,01
29=(C8)	1,73	0,04	0,0002	0,2	0,08	0,0002	3,19	0,48	2,08	0,41	0,02	1,05	26,93	0,2	0,012	0,02
30	3,26	0,08	0,0004	0,4	0,15	0,0004	6,00	0,91	3,92	0,77	0,03	1,97	50,76	0,3	0,018	0,02
31	3,95	0,10	0,0005	0,5	0,19	0,0005	7,26	1,11	4,74	0,93	0,04	2,38	61,40	0,3	0,021	0,03
C1	2,59	0,07	0,0003	0,3	0,12	0,0003	4,77	0,73	3,11	0,61	0,03	1,56	40,28	0,2	0,014	0,02
C2	2,38	0,06	0,0003	0,3	0,11	0,0003	4,39	0,67	2,86	0,56	0,02	1,44	37,08	0,2	0,013	0,02
C3	2,38	0,06	0,0003	0,3	0,11	0,0003	4,39	0,67	2,86	0,56	0,02	1,44	37,08	0,2	0,013	0,02
C4	2,45	0,06	0,0003	0,3	0,11	0,0003	4,50	0,69	2,94	0,57	0,03	1,48	38,07	0,2	0,014	0,02
C5	2,14	0,05	0,0002	0,3	0,10	0,0002	3,94	0,60	2,57	0,50	0,02	1,29	33,26	0,2	0,013	0,02
C6	1,99	0,05	0,0002	0,3	0,09	0,0002	3,65	0,56	2,38	0,47	0,02	1,20	30,90	0,2	0,013	0,02
C7	1,77	0,04	0,0002	0,2	0,08	0,0002	3,27	0,50	2,13	0,42	0,02	1,07	27,62	0,2	0,011	0,01

BP	Pb	Cd	Hg	Ni	As	Tl	Zn	Cu	Cr	V	Sb	Sn	Feinstaub	C ₆ H ₆	HF	C ₂ Cl ₄
	[µg m ⁻² d ⁻¹]												[µg m ⁻³]			
C8	1,73	0,04	0,0002	0,2	0,08	0,0002	3,19	0,48	2,08	0,41	0,02	1,05	26,93	0,2	0,012	0,02
C9	3,95	0,10	0,0005	0,5	0,19	0,0005	7,26	1,11	4,74	0,93	0,04	2,38	61,40	0,3	0,021	0,03
C10	3,98	0,10	0,0005	0,5	0,19	0,0005	7,33	1,11	4,78	0,93	0,04	2,40	61,93	0,4	0,022	0,03
C11	4,08	0,10	0,0005	0,5	0,19	0,0005	7,50	1,14	4,90	0,96	0,04	2,46	63,44	0,4	0,022	0,03
2n	38,64	0,98	0,0045	5,2	1,82	0,0045	71,13	10,82	46,40	9,07	0,40	23,34	601,27	2,2	0,135	0,17
3n	42,22	1,07	0,0049	5,6	1,98	0,0049	77,72	11,83	50,70	9,91	0,43	25,51	656,99	2,3	0,140	0,18
3bn	42,77	1,08	0,0050	5,7	2,01	0,0050	78,74	11,98	51,37	10,04	0,44	25,84	665,62	2,3	0,141	0,18
6bn	5,21	0,13	0,0006	0,7	0,24	0,0006	9,59	1,46	6,26	1,22	0,05	3,15	81,10	0,4	0,026	0,03
22n	0,89	0,02	0,0001	0,1	0,04	0,0001	1,64	0,25	1,07	0,21	0,01	0,54	13,88	0,1	0,006	0,01
23n	42,22	1,07	0,0049	5,6	1,98	0,0049	77,72	11,83	50,70	9,91	0,43	25,51	656,99	2,3	0,140	0,18
25n	5,27	0,13	0,0006	0,7	0,25	0,0006	9,69	1,47	6,32	1,24	0,05	3,18	81,94	0,4	0,026	0,03
26n	5,10	0,13	0,0006	0,7	0,24	0,0006	9,38	1,43	6,12	1,20	0,05	3,08	79,29	0,4	0,026	0,03
27n	5,03	0,13	0,0006	0,7	0,24	0,0006	9,27	1,41	6,05	1,18	0,05	3,04	78,35	0,4	0,026	0,03
28n	4,63	0,12	0,0005	0,6	0,22	0,0005	8,52	1,30	5,56	1,09	0,05	2,80	72,02	0,4	0,025	0,03
9n	2,88	0,07	0,0003	0,4	0,14	0,0003	5,30	0,81	3,46	0,68	0,03	1,74	44,80	0,3	0,017	0,02
13n	1,63	0,04	0,0002	0,2	0,08	0,0002	3,00	0,46	1,96	0,38	0,02	0,98	25,36	0,2	0,012	0,02
16n	1,21	0,03	0,0001	0,2	0,06	0,0001	2,22	0,34	1,45	0,28	0,01	0,73	18,76	0,1	0,008	0,01
30n	1,17	0,03	0,0001	0,2	0,05	0,0001	2,15	0,33	1,40	0,27	0,01	0,71	18,18	0,1	0,009	0,01
21n	2,08	0,05	0,0002	0,3	0,10	0,0002	3,83	0,58	2,50	0,49	0,02	1,26	32,37	0,2	0,012	0,02
32n	3,25	0,08	0,0004	0,4	0,15	0,0004	5,99	0,91	3,91	0,76	0,03	1,97	50,62	0,3	0,020	0,03

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 auf einer Gesamtfläche von ca. 288 ha. Die bebaubare Fläche wird sich auf ca. 155 ha belaufen.

Dazu soll die Verträglichkeit mit 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.

Aufgabe des vorliegenden Gutachtens ist die Prüfung der Erheblichkeit und Vermeidbarkeit erheblicher Auswirkungen der Einträge von Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Quecksilber, Thallium, Zink, Kupfer, Chrom, Vanadium, Antimon, 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 ist, welche Betriebe sich ansiedeln werden, kann eine vorhabenbezogene Prognose von Luftschadstoffemissionen nicht durchgeführt werden. Das Büro PeutzConsult hat daher zunächst die zulässigen Depositionen an den Beurteilungspunkten entsprechend den geltenden Immissionsgrenzwerten für Schadstoffdepositionen der TA Luft, Abschnitt 4.5.1 als Basis für die Ermittlung der zulässigen Emissionen aus dem Industriegebiet newPark zugrunde gelegt (PeutzConsult 2014). Die Zulässigkeit dieser Emissionskontingente sollte mit diesem Gutachten anhand wirkungsbezogener Belastbarkeitsgrenzen (Critical Load oder Critical Level) oder anderer Beurteilungswerte überprüft werden und diese vorläufigen Kontingente auf der Basis der TA Luft sollen zur Vermeidung erheblicher Beeinträchtigung von FFH-Gebieten, wo erforderlich, reduziert werden. Dies soll durch weitere Schadensvermeidungsmaßnahmen unterstützt werden.

Die Critical Loads für die Schwermetalle Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Zink, Kupfer, Chrom und Quecksilber werden im Gutachten mit Hilfe des international üblichen Einfachen-Massenbilanz-Modells entsprechend Manual (ICP Modeling & Mapping 2004-2013) ermittelt, in das u. a. Eingangsdaten aus dem bei ÖKO-DATA entwickelten BERN-Modell (Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions) eingespeist werden.

Die Critical Load-Berechnung hat für die 51 Beurteilungspunkte in den FFH-Lebensräumen der genannten FFH-Gebiete Wertespans für Quecksilber von $0,16 - 0,37 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Cadmium von $11 - 34,9 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Blei von $52 - 322 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Arsen von $451-583 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Nickel von $215 - 2688 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Thallium von $0,11 - 0,68 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Zink von $263 - 663 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Kupfer von $36 - 309 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und für Chrom von $285 - 373 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, 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 Flurwasserstoff $0,3 \mu\text{g HF m}^{-3}$, für Benzol $40 \mu\text{g C}_6\text{H}_6 \text{ m}^{-3}$ und für Tetrachlorethen $10 \mu\text{g C}_2\text{Cl}_4 \text{ m}^{-3}$.

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, soll laut Bundesbodenschutzverordnung eine akzeptable Erheblichkeitsschwelle aus der Hintergrunddeposition unbelasteter Böden in Deutschland ermittelt werden. Dies betrifft im vorliegenden Fall die Schwermetalle Antimon,

Zinn und Vanadium. Die vorhabensbezogenen akzeptablen Zusatzdepositionen dürfen demzufolge 35,7-321,2 g V ha⁻¹ a⁻¹, 1,5-3,6 g Sb ha⁻¹ a⁻¹ und 59,6-151,8 g Sn ha⁻¹ 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 nicht-prioritäre Schwermetalle, bei 10 % für nicht toxischen Feinstaub, bei 2 % für Benzol sowie bei 3 % für Flurwasserstoff 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 2014 zuzüglich prognostizierter Zusatzdepositionen aus E.ON Kraftwerk Datteln Block 4 + Trianel Kraftwerk Lünen - vgl. PeutzConsult 2016) ergibt, dass sowohl die Immissionsgrenzwerte nach TA Luft als auch die Critical Loads/Levels für Blei, Cadmium, Nickel, Arsen, Flurwasserstoff 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 und Zinn werden durch die Vorbelastung nicht erreicht.

Die Critical Loads für Quecksilber werden an 8, für Thallium an 14, für Feinstaub (PM_{2,5}+PM₁₀) an allen Beurteilungspunkten bereits durch die Vorbelastung überschritten oder erreicht. Die Erheblichkeitsschwellen für Antimon werden ebenfalls durch Hintergrund- und Zusatzbelastung Dritter an fast allen Beurteilungspunkten 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.

So ist für Quecksilber an 43, Thallium an 33, für Blei, Zink, Kupfer, Chrom und Fluorwasserstoff an allen Beurteilungspunkten der Critical Load/Level das Beurteilungskriterium, das durch die Gesamtbelastung (=Hintergrunddeposition 2014 + Zusatzdepositionen aus Planungen Dritter + Zusatz aus newPark + Zusatz noch nicht bekannter zukünftiger Vorhaben) nicht überschritten werden darf.

Bei Cadmium, Nickel, Arsen und Benzol ist der Immissionsgrenzwert nach TA Luft das entscheidende Beurteilungskriterium, das durch die Gesamtbelastung nicht überschritten werden darf, da bei diesen Stoffen der TA Luft-Wert kleiner als der Critical Load/Level ist.

Für Quecksilber gilt an 7 und für Thallium an 14 Beurteilungspunkten die Erheblichkeitsschwelle als vorhabensbezogenes Abschneidekriterium, da die Erheblichkeitsschwelle kleiner als das Abschneidekriterium ist.

Für Tetrachlorethen und Feinstaub gilt die Erheblichkeitsschwelle nach Abzug der prognostizierten Zusatzdepositionen aus Vorhaben Dritter, einschließlich noch nicht verfestigter Planungen zukünftiger Vorhaben.

Für Vanadium, Antimon und Zinn gilt die Erheblichkeitsschwelle gemäß Bundes-Bodenschutzverordnung vorhabensbezogen.

Auf der Grundlage dieser maximal zulässigen zusätzlichen Depositionen bzw. Konzentrationen an den Beurteilungspunkten aus dem newPark Areal wurden die vorläufig auf Basis der

Richtwerte aus der TA Luft berechneten Emissionskontingente (PeutzConsult 2014) neu berechnet (PeutzConsult 2016).

Der Vergleich der neu berechneten Zusatzdepositionen/-konzentrationen aus newPark Datteln (PeutzConsult 2016) mit den maximal zulässigen Zusatzdepositionen/-konzentrationen entsprechend Kap. 11.1 ergibt, dass an einigen Beurteilungspunkten der jeweilige maximal zulässige Wert genau eingehalten und an allen anderen Beurteilungspunkten unterschritten wird.

Die vorsorgliche Reduzierung der vorläufigen (nach TA Luft zulässigen) Emissionskontingente auf die Zielwerte zur Einhaltung der Erheblichkeitsschwellen in Abhängigkeit von den standort- und vegetationsspezifischen Critical Loads kann dadurch erreicht werden, dass die ansiedlungswilligen metallverarbeitenden Betriebe die bestmögliche verfügbare Staubfilter-Technik, z. B. von Elektro- oder Schlauchfiltern in Kombination mit entsprechenden Nasswäschern, einsetzen.

Eine Minimierung der Nutzung quecksilber-, chrom-, vanadium-, antimon- und thalliumhaltiger Kohle oder Öl zur Energieerzeugung ist für das newPark-Areal insofern bereits vorgesehen, als die Rahmenplanung eine vorrangige Nutzung erneuerbarer Energien vorsieht.

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. 438 S.
- 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., Bergvist, 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
- 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> [Stand: 20.07.2015].
- 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.
- Bauer, F. (1953): *Die Roteiche*. D. Sauerländer' scher Verlag. Frankfurt a. M.
- 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., Travnik, 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.) (2008): Parameter der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte 1 : 1 000 000 für Deutschland (Wald, Grünland, Acker).
- BGR (Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe) (Hrsg.) (2014a): Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte 1 : 1 000 000 (BÜK1000N) für Deutschland (Wald, Grünland, Acker).
- BGR (Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe) (Hrsg.) (2014b): Landnutzungsdifferenzierte mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden. Bereitstellung digitaler Daten.
- Blanckart, P. (2010): Biomonitoring von Flurwasserstoff: 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> [Stand 20.07.2015].
- Böckmann, T. (1990): Wachstum und Ertrag der Winterlinde (*Tilia cordata* Mill) in Nordwestdeutschland. Dissertation Universität Göttingen.
- Böhmer, S., Schindler, I., Szednyj, I., Winter, B. (2003): Stand der Technik bei kalorischen Kraftwerken und Referenzanlagen in Österreich. Umweltbundesamt Wien, Monographien Bad. 162, 247 S.
- 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: *Z. 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.
- Bundesregierung Deutschland (2010): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen vom 2. August 2010 (BGBl. I S. 1065), Deutschland.
- BUNR (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002.
- 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.
- Crößmann, G. (1984): Tl - 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.
- Dauderer, 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 Netherland), 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.
- DWD - Deutscher Wetterdienst (DWD) (2012a): Mittlere Tagesmitteltemperatur der Referenzperiode 1981-2010 für Sommer und Winter. Rasterdatei.
- DWD - Deutscher Wetterdienst (DWD) (2012b): Mittlere Jahressumme des Niederschlages in der Referenzperiode 1981-2010 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): Merkblätter für die umweltgerechte Landbewirtschaftung Nr. 13, 4. Auflage.*

- EMEP - Centres MSC-E (2015): EMEP Status Reports: Heavy Metals: Analysis of long-term trends, country-specific research and progress in mercury regional and global modelling (No 2/2015). Online im Internet: URL: <http://www.msceast.org/index.php/reports> [Stand: 20.07.2015]. Country specific information, complementary to the EMEP Status Reports: online im Internet: URL: <http://www.msceast.org/index.php/emep-countries> [Stand: 20.07.2015].
- EP CL(M) Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals: 23 – 25 Januar 2005, in Dietrich-Bonhoefer-Haus in Berlin. Minutes in Nagel et al. 2008
- 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.
- 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.
- 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.
- Gericht der Europäischen Union (EUG) (2014): Urteil des Gerichts (Achte Kammer) vom 14. Mai 2014 in der Rechtssache T-198/12 wegen teilweiser Nichtigerklärung 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.) (2004-2013): 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: 20.07.2015].
- ICP Modeling and Mapping (eds.) (2005): How to calculate time scales of accumulation of metals in soils and surface waters? Some methodological principles. 5 S.
- 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.

- 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.
- Kleihauer, S., Führ, M., hommen, U., Hund-Rinke, K., Heiß, C. (2012): Bestimmung von stoffbezogenen Umweltqualitätskriterien - Ein Methodenvergleich von nationalen und internationalen Bewertungsgrundlagen. Forschungskennzahl 363 01 260, UBA-FB 001631, UBA-Texte 38/2012
- 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.
- Kraus, K. (2013): Why is it so important to reduce heavy metals? Commentary by Katja Kraus, German Environment Agency (UBA), Chair of the Task Force on Heavy Metals, ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Umweltbundesamt (UBA). 1 S. Dessau-Roßlau. unveröff.
- 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&filename=so_bsb04.pdf [Stand: 20.07.2015].
- LABO (Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz) (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. überarbeitete und ergänzte Auflage, 2003. Text: 59 S., Tabellen-Anhang: 111S.
- Landschaft + Siedlung (2014): newPark Datteln - FFH-Gebiet DE-4209-302, FFH-Verträglichkeitsuntersuchung, Stand Dezember 2014, 73 S.
- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (2012): Abschneidekriterien zur Festlegung des Untersuchungsgebietes. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Essen, Vermerk 18. Juni 2012.
- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (2013): LANUV-Fachvorschlag zur Prüfung der FFH-Verträglichkeit von Stickstoff-Depositionen in empfindlichen Lebensräumen in FFH-Gebieten, Stand 01.07.2013
- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (2015): Wirkungen von Tetrachlorethen. Online im Internet: URL: <http://www.lanuv.nrw.de/gesundheit/schadstoffe/per.htm> [Stand: 20.07.2015].

- Lazar, S., Knappe, F. (2006): Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragspfade. 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.
- LUA – Landesumweltamt Brandenburg (2008): Vollzugshilfe zur Ermittlung erheblicher und irrelevanter Stoffeinträge in Natura 2000-Gebiete. Studien und Tagungsberichte des Landesumweltamtes, Band 58, - Stand November 2008.
- 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.
- Münchener-Rück (2002): Das neue Bundes-Bodenschutzgesetz. Welche Auswirkungen hat das Bundes-Bodenschutzgesetz unter technisch-naturwissenschaftlichen Fragestellungen auf die produzierende Industrie? Münchener Rückversicherungs-Gesellschaft. 243 S. München.
- Nagel H-D, Schütze G (1998) Kriterien für die Erarbeitung von Immissionsminderungszielen zum Schutz der Böden und Abschätzung der langfristigen räumlichen Auswirkungen anthropogener Stoffeinträge auf die Bodenfunktionen. Berlin: Umweltbundesamt Berlin, UBA-FKZ 104 02 825, UBA-Texte 19/1998
- Nagel, H. D., Schlutow, A., Scheuschner, T. (2012): Deutsches National Focal Centre des ICP Modelling & Mapping (CLRTAP). Berichterstattung an das Coordination Centre for Effects (CCE).

- Anlage 3. UBA-Texte 58/2012. Umweltbundesamt (UBA). November 2012. 13 S. Dessau-Roßlau.
- Nagel, H. D., Schütze, G. (2005): Databases, calculation methods and results for critical loads of cadmium, lead, and mercury for terrestrial ecosystems in Germany. ÖKO-DATA GmbH Strausberg, National Focal Center. 6 S. Strausberg. unveröff.
- Nagel, H.-D., Becker, R., Kraft, P., Schlutow, A., Schütze, G. und Weigelt-Kirchner, R. (2008): NFC Deutschland, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung. In: TEXTE. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Germany, S. 174.
- 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.
- 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.
- ÖKO-DATA (2012): Teilgutachten zur FFH-Verträglichkeitsprüfung versauernder und eutrophierender Schadstoffeinträge aus dem SKW Lünen in den FFH-Gebieten Lippeaue, In den Kämpfen, Im Mersche, Langerner Hufeisen und Wälder bei Cappenberg. Auftraggeber: TÜV NORD Umweltschutz GmbH & Co KG Geschäftsstelle Rostock.
- ÖKO-DATA (2013): Teilgutachten zur FFH-Verträglichkeitsprüfung versauernder und eutrophierender Schadstoffeinträge aus dem KW Datteln in den FFH-Gebieten Lippeaue, Lippe-Unna, Hamm, Soest, Warendorf, In den Kämpfen, Im Mersche, Langerner Hufeisen und Wälder bei Cappenburg. Auftraggeber: TÜV NORD Umweltschutz GmbH & Co KG Geschäftsstelle Rostock.
- ÖKO-DATA (2014): Ermittlung von Art und notwendigem Umfang von Schadensbegrenzungsmaßnahmen zur Vermeidung erheblicher Beeinträchtigungen von FFH-Lebensraumtypen durch versauernde und eutrophierende Luftschadstoffeinträge aus dem newPark Datteln. Gutachten im Auftrag der newPark Planungs- und Entwicklungsgesellschaft, 15.12.2014, 45 S.
- Oorts, K. (2013): Copper. In: 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 (2014): Luftschadstoffkontingentierung für das Industrieareal newPark in Datteln. Gutachten im Auftrag der newPark Planungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH. Bericht C 5085-11.1 vom 29.08.2014. Dortmund. 59 S.
- PeutzConsult (2016): Aktualisierte Luftschadstoffkontingentierung für das Industrieareal newPark in Datteln. Gutachten im Auftrag der newPark Planungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH. Bericht CC 5085, Excel-Sheet mit Stand vom 18.3.2016. Dortmund.
- Pfanz, H., Flohr, S., Wittmann, C. (2006): Das Staubfangvermögen von Vegetation. *Z. Taspo* 3:12-15.
- Posch, M., Slootweg, J., Hettelingh, J. P. (eds.) (2012): Modelling and Mapping of Atmospherically-induced Ecosystem-Impacts in Europa, CCE Status Report 2012. Coordination Centre of Effects, RIVM. 144 S. Bilthoven, The Netherlands.
- Prognos AG (2012): Kosten-Nutzen-Analyse für die Flächenentwicklung des Großvorhabens newPark. Bedarfsanalyse im Auftrag der newPark Planungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH.

- 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): Bodenwerte für den Pfad Boden- Bodenorganismen“ für 19 Schadstoffe, Bodenschutz 4 (2006), 112 – 116.
- 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.
- 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., Bultjes, P. (2015): Auswirkungen der Schwermetall-Emissionen auf Luftqualität und Ökosysteme in Deutschland. Quellen, Transport, Eintrag, Gefährdungspotenzial. 2. Zwischenbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes Deutschland. Forschungskennzahl (UFOPLAN) 3713 63 253, unveröffentlichte Datensätze der Depositionsraten im Jahre 2009
- Schlutow, A., Scheuschner, T. (ÖKO-DATA Strausberg) (2015): Auswirkungen der Schwermetall-Emissionen auf Luftqualität und Ökosysteme in Deutschland. Quellen, Transport, Eintrag, Gefährdungspotenzial. 3. Zwischenbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes Deutschland. Forschungskennzahl (UFOPLAN) 3713 63 253, unveröffentlicht, 73 S.
- 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 Tlbelastung 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 Schwermetallprotokoll. Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkungen), Teil 2, UBA Texte 39/2008, Forschungsbericht 20463252, 58-103. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 275 S.

- Schütze, G., Becker, R., Dämmgen, U., Nagel, H. D., Schlutow, A., Weigel, H.-J. (2003): Risikoabschätzung der Cadmium-Belastung für Mensch und Umwelt infolge der Anwendung von cadmiumhaltigen Düngemitteln. *Landbauforschung Völkenrode* 53: 63-170.
- 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
- Slootweg, J., Hettelingh, J. P., Posch, M. (eds.), Dutchak, S., Ilyin, I. (2005): *Critical Loads of Cadmium, Lead and Mercury in Europe*. Report 259101015/2005. Working Group on Effects of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. 145 S. Bilthoven, The Netherlands.
- Slootweg, J., Hettelingh, J. P., Posch, M., Sütze, G., Spranger, T., De Vies, W., Reinds, G. J., Van Tzeldede, M., Dutchak, S., Ilyin, I. (2007): *European Critical Loads of Cadmium, Lead and Mercury and their Exceedances*. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 7: 371-377.
- 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
- 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*. *Basivis of Technology*. Babberich: ES Consulting, 36 S.
- TA Luft (2002): *Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002*. GMBI. 2002, Heft 25 - 29, S. 511 - 605.
- Theloke, J., Kummer, U., Nitter, S., Gefler, T., Friedrich, R., Pacyna, J., Denier van der Gon, H., Visschedijk, A. (2008): *Überarbeitung der Schwermetall-Kapitel im CORINAIR Guidebook zur Verbesserung der Emissionsinventare und der Berichterstattung im Rahmen der Genfer Luftreinhaltkonvention*. Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes, Förderkennzeichen 312 01 234. Umweltbundesamt (UBA). Oktober 2008. 101 S. Dessau-Roßlau.
- Tipping, E., Lofts, S., Hooper, H., Fey, B., Spurgeon, D., Svendsen, C. (2010): *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) [Stand Juli 2015].
- UBA (Umweltbundesamt) (1998): Workshop on Critical Limits and Effect Based Approaches for heavy metals and Persistent Organic Pollutants. Proceedings. UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Task Force on Mapping. Bad Harzburg, Germany, 3. bis 7. November 1997. UBA-Texte 5/98. 416 S.
- UBA (Umweltbundesamt) (eds.) (2004): Manual on methodologies and criteria for modeling and mapping critical loads & levels. Print version. German Federal Environmental Agency. UBA-Texte 52/2004. Updated version 04/2010 online im Internet: URL: www.icpmapping.org [Stand: 20.07.2015] 266 S., Berlin.
- Umweltbundesamt Österreich (o.J.): Wirkung ausgewählter Schadstoffe. Online im Internet: URL: http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/presse/news_2010/Schadstoffe_Wirkung.pdf [Stand: 20.07.2015].
- 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.
- Utermann, J., Fuchs, M., Düwel, O. (2007): Hintergrundwerte für Vanadium in Ober-/Unterböden und Untergrund bezogen auf die in den Bodenausgangsgesteinsgruppen dominierenden Bodenarten. Veröff. der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover.
- Utermann, J., Fuchs, M., Düwel, O. (2008): Flächenrepräsentative Hintergrundwerte für Arsen, Antimon, Beryllium, Molybdän, Kobalt, Selen, Thallium, Uran und Vanadium in Böden Deutschlands aus länderübergreifender Sicht. Veröff. der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover. 80 S. https://www.lfu.bayern.de/boden/hintergrundwerte/doc/bgr_hintergrundwerte_2008.pdf, Stand: 7.12.2015
- 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
- Wellbrock, N. (2013): Blei, Kupfer und Zink in Waldböden. Erste Auswertungen der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). Vortragsunterlagen. Thünen-Institut für Waldökosysteme. BMELV-BfR Symposium Alle(s) Wild, 18./19. März 2013, Berlin.
- 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