



To
NEN
Mrs. A. Venemans
Postbus 5059
2600 Delft

Your Reference No.
Fin/13-6730/Vnm/Lmd

Your message from
2013-03-14

Our Reference No.
SUCEN351

Date
17.09.2013

Vergleich der Grenzwertableitungskonzepte für den Pfad Boden-Grundwasser in Deutschland und den Niederlanden vor dem Hintergrund der Normung von technischen Grundlagen eines europäischen Säulenversuches (TS 3) zur Bestimmung der Stofffreisetzung aus Bauprodukten

Endbericht

Übersetzung vom 20.10.2014 aus:

Technical principles underlying limit values for release of substances for the percolation test TS3: comparison DE and NL

Englische Originalfassung: <http://www.nen.nl/Normontwikkeling/Doe-mee/Normcommissies-en-nieuwe-trajecten/Normcommissies-Bouw/CENTC-351/CENTC-351-EN.htm>, Klicken Sie weiter unter News: Report of Susset, Dijkstra and Van Zomeren

Bernd Susset (Consulting Office SiWaP) for the **German contribution**
Joris Dijkstra & Andre van Zomeren (ECN) for the **Dutch contribution**

Dr. Bernd Susset

Dr. André van Zomeren

Dr. Joris J. Dijkstra

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung und Veranlassung	3
2. Arbeitsschritte und Verfahren	6
3. Ergebnisse	7
3.1. Gemeinsame Ziele beim Schutz von Boden und Grundwasser in DE und NL	7
3.2. Vergleich der Wirkungsabschätzung Boden/Grundwasser und der Grenzwertableitungskonzepte in Deutschland und in den Niederlanden.....	11
3.2.1 Unterschiede in der Definition des Quellterms in Deutschland und in den Niederlanden.....	13
3.2.2 Unterschiede in der Definition der Quellterm- und Transportterm-Szenarien in Deutschland und in den Niederlanden	16
3.2.3 Quantitativer Einfluss unterschiedlicher Randbedingungen der Wirkungsabschätzungen in Deutschland und in den Niederlanden auf Einbaugrenzwerte	20
3.3. Vergleich der Einbaugrenzwerte für die Anwendung von Bauprodukten und mineralischen Abfällen in Deutschland und in den Niederlanden	27
3.3.1 Vorberechnungen für den Vergleich	27
3.3.2 Ergebnisse – Vergleich der Einbaugrenzwerte in Deutschland und in den Niederlanden.....	30
3.4. Wesentliche Faktoren für unterschiedliche Einbaugrenzwerte in Deutschland und in den Niederlanden	34
3.5. Bewertung von Bauprodukten und mineralischen Abfällen im Rahmen der Güteüberwachung in Deutschland und den Niederlanden	35
4. Schlussfolgerungen.....	40
5. Technische Anforderungen des geplanten EU-Säulenversuchs (CEN TC 351 TS-3), Optionen für Normungs- und Regulierungsfragen	43
6. Literatur.....	46

1. Einleitung und Veranlassung

Innerhalb von CEN/TC 351 WG 1 (Arbeitsgruppe 1 des Europäischen Komitees für Normung CEN TC 351: „Bewertung der Freisetzung gefährlicher Stoffe aus Bauprodukten“) werden standardisierte horizontale Prüfmethode entwickelt, um die Freisetzung gefährlicher Stoffe aus Bauwerken wie in der Grundanforderung Nr. 3 (Hygiene, Gesundheit und Umweltschutz) der Bauproduktenverordnung (Construction Products Regulation, CPR) definiert, zu bewerten. Für körnige Materialien wurde die Vornorm 3 (Technical Specification 3, TS 3), eine horizontale Perkolationsprüfung, durch CEN/TC 351 WG1 weiter entwickelt. Das Verfahren soll 2013 (Anmerkung: 2015) in die Validierungsphase eintreten. In CEN/TC 351 WG1 gibt es noch Diskussionen zur Probenvorbereitung und einigen Prüfbedingungen.

Aktuell werden **zwei Optionen für die Probenvorbereitung und Testbedingungen** vorgegeben:

Probenvorbereitung

Option A: Nach Option A sollen körnige Bauprodukte zu mindestens 90 Massenprozent (M.-%) eine Partikelgröße < 4 mm und zu 100 M.-% eine Partikelgröße < 10 mm aufweisen. Das gesamte Überkorn soll durch Brechen zerkleinert und mit dem nicht zerkleinerten Material gemischt werden, um die Anforderungen an die Partikelgröße zu erfüllen. Unter dieser Option werden die Prüfungen in Säulen mit einem Innendurchmesser d von 50 mm bis 100 mm und einer Füllhöhe von $h = 300 \text{ mm} \pm 50 \text{ mm}$ ausgeführt.

Option B: Nach Option B werden körnige Bauprodukte im ersten Schritt mit einem Sieb der Siebweite 22,4 mm gesiebt. Die Fraktion $\geq 22,4$ mm wird auf $< 22,4$ mm zerkleinert und hieraus die Fraktion 16/22,4 ausgesiebt. Die Fraktion 16/22,4 mm wird dann zur im ersten Schritt abgeseibten Fraktion 0/22,4 mm in derjenigen Menge hinzugegeben, in der die Fraktion $> 22,4$ mm im Ausgangsbauprodukt vorlag. Die so zusammengeführten Fraktionen werden in Säulen mit einem Innendurchmesser d von mindestens dem 3-fachen Maximaldurchmesser der Korngröße des Produkts ($d_{\max} = 100 \text{ mm}$) mit einer Füllhöhe von $h = 300 \text{ mm} \pm 50 \text{ mm}$ geprüft.

Prüfbedingungen

Die Flussrate wird nach der Aufsättigung zur Gleichgewichtseinstellung (Equilibrierungsphase) so eingestellt, dass die lineare Geschwindigkeit (Leervolumengeschwindigkeit) $150 \pm 20 \text{ mm/d}$ für Option A bzw. $450 \pm 50 \text{ mm/d}$ für Option B beträgt.

Fachliche Kontroversen zwischen Deutschland (DE) und den Niederlanden (NL) bezüglich der Probenvorbereitung und den Prüfbedingungen und daher der Bedarf für zwei verschiedene Optionen für die Perkolationsprüfung TS 3 sind möglicherweise zum Teil auf die verschiedenen Ansätze zur Wirkungsabschätzung für Boden- und Grundwasser in den

Niederlanden und in Deutschland und den daraus entstandenen Regelungskonzepten zurückzuführen. Ein wichtiger Grund dafür ist, dass in Regelwerken zum Boden- und Grundwasserschutz die Laboruntersuchungsmethode und die Wirkungsabschätzung für Boden- und Grundwasser systematisch miteinander verknüpft sind, sich aber in den beiden Ländern unterscheiden.

Die Diskussionen in CEN/TC 351 WG 1 zeigen einerseits den Bedarf eines besseren gegenseitigen Verständnisses der Zusammenhänge zwischen der Laboruntersuchungsmethode und der Wirkungsabschätzung und andererseits einen klaren Überblick über die Unterschiede der Wirkungsabschätzungen für Boden- und Grundwasser und der darauf basierenden Grenzwertableitungskonzepte in jedem Land.

Das Ziel dieses Projekts ist es, die Annahmen, Randbedingungen und Konventionen der Wirkungsabschätzungen und Grenzwertableitungskonzepte, welche in der geplanten deutschen Ersatzbaustoffverordnung (EBV, Artikel 2 der MantelV des BMU im Entwurf vom 31.10.2012) und der niederländischen Verordnung über die Bodenqualität (Soil Quality Directive, in Kraft) umgesetzt werden bzw. sind, zu erklären und zu vergleichen. Letztlich soll ein besseres Verständnis der Wirkungsabschätzungen zur Grenzwertableitung die Grundlage für weitere Gespräche in WG 1 schaffen, um sich auf eine Option bei den Probenvorbereitungen und Prüfbedingungen der Perkolationsmethode zu einigen. Der folgende Bericht wurde durch die Auftragnehmer aus Deutschland und den Niederlanden gemeinsam erstellt, um die beiden landesspezifischen Konzepte zu vergleichen.

Dieser Bericht ist eine Zusammenfassung und Erläuterung der Präsentation am 25. April 2013 in der Sitzung des Technischen Komitees TC/351 WG 1 in Berlin, sowie der darauf folgenden umfassenden Diskussion. Detaillierte Informationen zum deutschen Konzept der Ableitung von Grenzwerten für die EBV, welches auf einer antizipierenden Sickerwasserprognose als Werkzeug für die Wirkungsabschätzung basiert, finden sich u.a. in Grathwohl & Susset, 2011.

Einige wichtige Hinweise

Es ist nicht die Aufgabe des technischen Komitees TC 351 eine Wirkungsabschätzung für Boden und Grundwasser durchzuführen und Grenzwerte abzuleiten. Dies ist alleinige Aufgabe der Gesetzgebung in den Mitgliedstaaten. Dennoch muss bisweilen betrachtet werden, welche Fragestellungen durch die Wirkungsabschätzung und die Grenzwertableitungskonzepte aufkommen, z. B. in Bezug auf die Randbedingungen von Laboruntersuchungsmethoden, die wesentlicher Bestandteil der Grenzwertableitungskonzepte sind.

Das Problem wurde hier exemplarisch für die Wirkungsabschätzungen für Boden und Grundwasser und die Grenzwertableitungskonzepte in den Niederlanden und in Deutschland betrachtet und erhebt keinen Anspruch darauf, die Anforderungen anderer Mitgliedsstaaten vollständig widerzuspiegeln.

Auch wenn die Autoren dieses Berichtes an den Berechnungen beteiligt waren, die den Wirkungsabschätzungen für Boden und Grundwasser und den Grenzwertableitungskonzepten für Konzentrationen in Laboreluaten der deutschen Ersatzbaustoffverordnung (B. Susset) und für Stofffreisetzungen in der niederländischen Verordnung über die Bodenqualität (J. Dijkstra, A. van Zomeren) zugrunde liegen, wird kein Anspruch darauf erhoben, dass die niederländische und/oder deutsche Regierung die Schlussfolgerungen aus diesem Bericht vollumfänglich teilen.

2. Arbeitsschritte und Verfahren

Das Hauptziel dieses Projekts ist es, die Grundlagen und Annahmen der deutschen und niederländischen Wirkungsabschätzungen für Boden und Grundwasser und die Grenzwertableitungskonzepte zu erläutern. Der Hauptteil konzentriert sich auf die Szenario-Beschreibung, welche zur Modellierung und zur Ableitung von Kriterien (z.B. Konzentrationsgrenzwerte in Eluaten von Perkolationsmethoden) verwendet wurde. Diese Information ist notwendig, um die Konsequenzen der Ergebnisse der Untersuchungen zur Robustheit der Methoden für die zwei Optionen A und B nachvollziehen zu können. Um eine quantitative Bewertung der Unterschiede bei den Grenzwerten in NL und DE zu ermöglichen, wurden für einige gängige und vergleichbare technische Bauwerke bzw. Einbauweisen in Deutschland und in den Niederlanden szenario-spezifische Modellberechnungen durchgeführt. Die Arbeiten lassen sich in folgende wesentlichen Arbeitsschritte unterteilen:

A: Qualitativer Vergleich von Szenario-Beschreibungen

B: Szenario-spezifische Berechnungen für einige vergleichbare technische Bauwerke bzw. Einbauweisen in Deutschland und in den Niederlanden

C: Vergleich und Interpretation der Ergebnisse

D: Schlussfolgerungen für die Standardisierungsarbeit bezüglich der beiden Optionen in TS 3

E: Zusammenfassung.

Die Arbeiten konzentrieren sich im Wesentlichen auf folgende Fragestellungen:

- Was ist das gemeinsame Ziel des Boden- und Grundwasserschutzes in DE und NL?
- Vergleich der Kriterien für Boden- und Grundwasserschutz in DE und NL
- Konzept zur Berechnung der Grenzwerte in DE und NL
- Unterschiede der Grenzwerte für die Freisetzung (Eluatkonzentrationen/Frachten) in DE und NL
- Wie werden die Grenzwerte / Laboruntersuchungsergebnisse in DE und NL bewertet und in Güteüberwachungssystemen umgesetzt (ausführlicher Säulenversuch/Säulenkurztest, welche Wasser- zu Feststoffrate ist bewertungsrelevant, Konzentration oder Fracht)?
- Welche Art von Informationen aus der Laboruntersuchungsmethode werden in DE und NL benötigt?
- Wie kann weiter vorangegangen werden?

3. Ergebnisse

3.1. Gemeinsame Ziele beim Schutz von Boden und Grundwasser in DE und NL

Europäische Anforderungen an Boden- und Grundwasserschutz (Wasserrahmenrichtlinie, Grundwasserrahmenrichtlinie usw.) setzen zwar Rahmenbedingungen für den Boden- und Grundwasserschutz, aber bisher i.d.R. keine konkreten Schutz- oder Grenzwerte. Die europäischen Richtlinien führen i.d.R. zur Festlegung nationaler Grenzwerte zur Gewährleistung des Boden- und Grundwasserschutz, welche von EU-Mitgliedsstaat zu EU-Mitgliedsstaat unterschiedlich sein können. Die folgenden Vergleiche werden nur für Stoffe durchgeführt, welche in beiden Ländern geregelt sind. In DE gibt es gegenüber NL 30 weitere Prüfwerte für Grundwasserparameter (insbesondere organische Parameter), die im Entwurf der MantelIV (BMU, 2012, www.bmu.de) veröffentlicht wurden und für die ein solcher Vergleich nicht möglich ist.

Abbildung 3.1 vergleicht die "Grundwasserschutzwerte" in NL und DE ($\mu\text{g/l}$ in der gelösten Phase). Bei dem sogenannten "MTT-Grundwassergrenzwert" (MTT-GW) aus den NL (MTT = Maximaal Toelaatbare Toevoeging) handelt es sich um einen maximal zulässigen Eintrag (Maximum Permissible Addition, MPA), der anhand des HC5-Kriteriums mit ökotoxikologischen Tests abgeleitet wird. Dieser MTT-GW markiert das Schutzniveau, welches als "Ziel"-Konzentration im Grundwasser im Rahmen der Wirkungsabschätzung zur Berechnung der Freisetzungskriterien für Bauprodukte in den NL verwendet wurde, also unabhängig von der Hintergrundkonzentration im Grundwasser.

In Deutschland wird die Geringfügigkeitsschwelle (GFS) durch die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 2004, www.lawa.de, Anmerkung: Aktualisierung in Arbeit) festgelegt. Die GFS ist definiert als Konzentration, bis zu der trotz einer Erhöhung der Stoffgehalte gegenüber regionalen Hintergrundwerten keine relevanten ökotoxischen Wirkungen auftreten können und die Anforderungen der Trinkwasserverordnung oder entsprechend abgeleiteter Werte eingehalten werden. Die GFS ist vergleichbar mit dem "no-effect-level" und wird i.d.R. human- und ökotoxikologisch begründet. Nach dem "Vorsorgeprinzip" in der deutschen Wassergesetzgebung (Besorgnisgrundsatz) sind die GFS keine Qualitätsziele (oder Zielkonzentrationen) für das Grundwasser. Deshalb dürfen die GFS bereits im Sickerwasser oberhalb des Grundwassers nicht überschritten werden, also bevor dieses in das Grundwasser gelangt. Auf diesem Weg soll eine Veränderung des Grundwassers unbedingt vermieden werden. Übersteigt die Konzentration im Grundwasser die GFS, wird in DE i.d.R. von einer schädlichen Veränderung des Grundwassers ausgegangen. Die maximal akzeptable Konzentration als Vorgabe für die Berechnungen der

Freisetzungskriterien für Bauprodukte und Abfälle in Deutschland ist deshalb der jeweilige GFS-Wert im Sickerwasser oberhalb des Grundwassers.

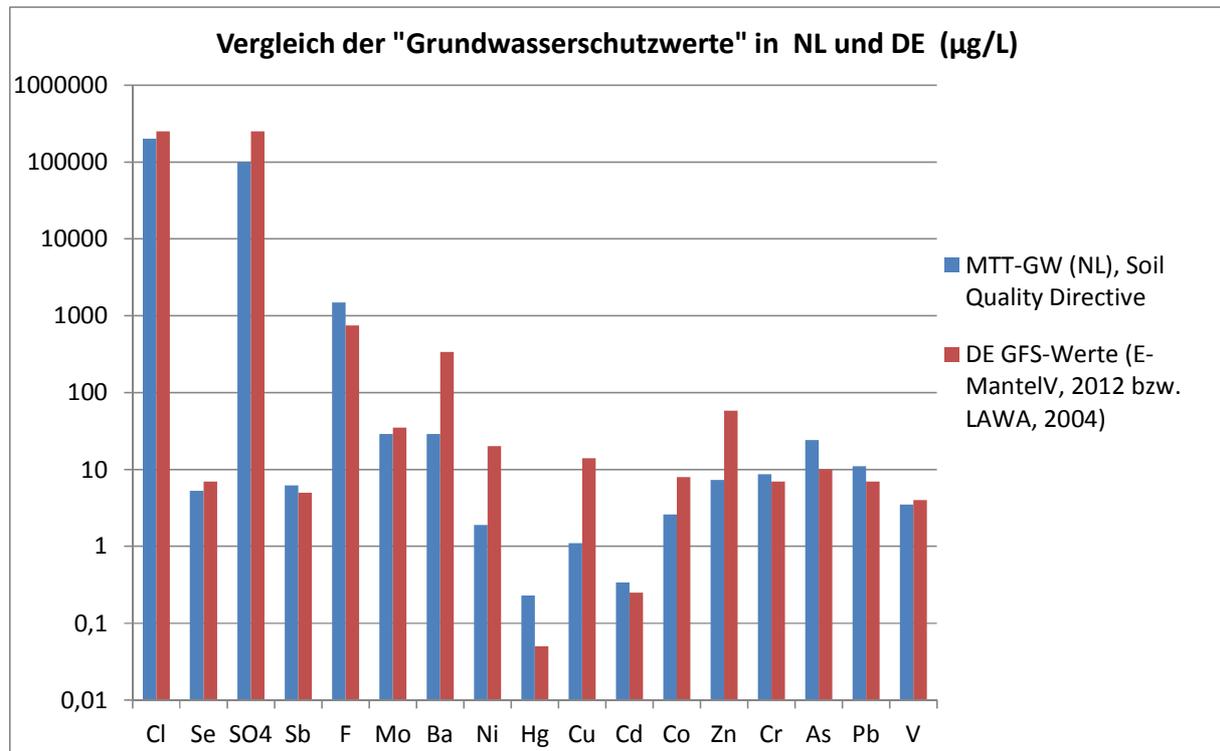


Abb. 3.1: Vergleich der "Grundwasserschutzwerte" in NL und DE [µg/L]. Der MTT-GW in den NL ist der maximal zulässige Eintrag (MPA) in das Grundwasser. Die GFS in DE ist die Geringfügigkeitsschwelle im Grundwasser, die bereits im Sickerwasser oberhalb des Grundwassers einzuhalten ist bzw. nicht überschritten werden darf.

Abbildung 3.2 vergleicht die "Bodenschutzwerte" in den NL und DE (mg/kg in der Feststoffphase). In den NL ist der MTT-Bodengrenzwert ein maximal zulässiger Eintrag (MPA) (bzw. eine maximale Anreicherung im Boden), welcher wiederum von dem MTT-Wert + dem Hintergrund-Wert abgeleitet ist. Dieser MPC-Wert leitet sich anhand des HC5-Kriteriums aus ökotoxikologischen Prüfungen ab. In Deutschland basiert der vorsorgende Bodenschutz u.a. auf Feststoffgehalten, sogenannten Bodenvorsorgewerten aus der Bundes-Bodenschutzverordnung (BMU 1999, www.bmub.de und Novelle BBodSchV, Artikel 4 des Entwurfs der MantelV vom 31.10.2012, www.bmub.de), welche durch die Länderarbeitsgemeinschaft Boden (LABO, www.labo.de) festgelegt werden. Auch hier gilt nach dem 'Vorsorgeprinzip, dass die Bodenvorsorgewerte keine Qualitätsziele (oder Zielkonzentrationen) im Boden darstellen. Die Bodenvorsorgewerte sind nicht direkt mit den MTT-Bodengrenzwerten aus den NL vergleichbar, da es sich hierbei in DE nicht um zulässige Eintragswerte bzw. Anreicherungen handelt. Zum Vergleich mit den MTT-Bodengrenzwerten der NL müssen die sogenannten maximal zulässigen Anreicherungswerte aus DE verwendet werden, die für die Wirkungsabschätzung zur

Grenzwertableitung für die geplante ErsatzbaustoffV aus den Bodenvorsorgewerten der geplanten Novelle der BBodSchV berechnet wurden. Die maximal zulässigen Anreicherungswerte leiten sich aus der so genannten Filterkapazität des Bodens ab, die sich wiederum aus dem Bodenvorsorgewert minus dem Hintergrundwert eines Stoffes für verschiedene Böden herleitet. Im deutschen Wirkungsabschätzungskonzept wird die maximal zulässige Anreicherung über den Beurteilungszeitraum von 200 Jahren und gemittelt über eine Transportstrecke von 1 m auf maximal 50 % der Filterkapazität der Böden beschränkt. Da der Hintergrundwert und der Vorsorgewert eines Stoffes in verschiedenen Böden wie Sand, Lehm, Schluff und Ton unterschiedlich sind, wurden per Konvention zwei Bodenkategorien unterschieden: Sand bzw. Lehm (oder Schluff oder Ton).

Um die maximal zulässigen Anreicherungswerte aus dem deutschen Konzept mit den maximal zulässigen Einträgen (MTT-Bodengrenzwerte) aus den NL vergleichen zu können, mussten diese umgerechnet werden. In den NL wird wie im deutschen Konzept über den ersten Meter Boden unterhalb des Bauwerks gemittelt, es liegt aber ein Beurteilungszeitraum von nur 100 Jahren zugrunde wird. Das heißt die maximal zulässige Anreicherung darf in den NL schon nach 100 Jahren erreicht werden. Die deutschen Anreicherungswerte, die sich auf den konservativeren Beurteilungszeitraum von 200 Jahren beziehen wurden deshalb durch den Faktor 2 geteilt, um sie direkt vergleichbar zu machen. Der Beurteilungszeitraum ist derjenige Zeitraum, über welchen Sicherheit gewährleistet sein muss (Anmerkung Susset: während in DE das Anreicherungskriterium erst nach 200 Jahren erreicht werden darf, darf dieses in den NL schon nach 100 Jahren erreicht werden, was bei gleichen Anreicherungsgrenzwerten die doppelte Eintragsmenge bedeutet). Die Maximalwerte für die Anreicherung, die sich nach dieser Umrechnung für Sand und Lehm ergeben, werden in Abbildung 3.2 mit den MTT-Bodengrenzwerten aus den NL verglichen.

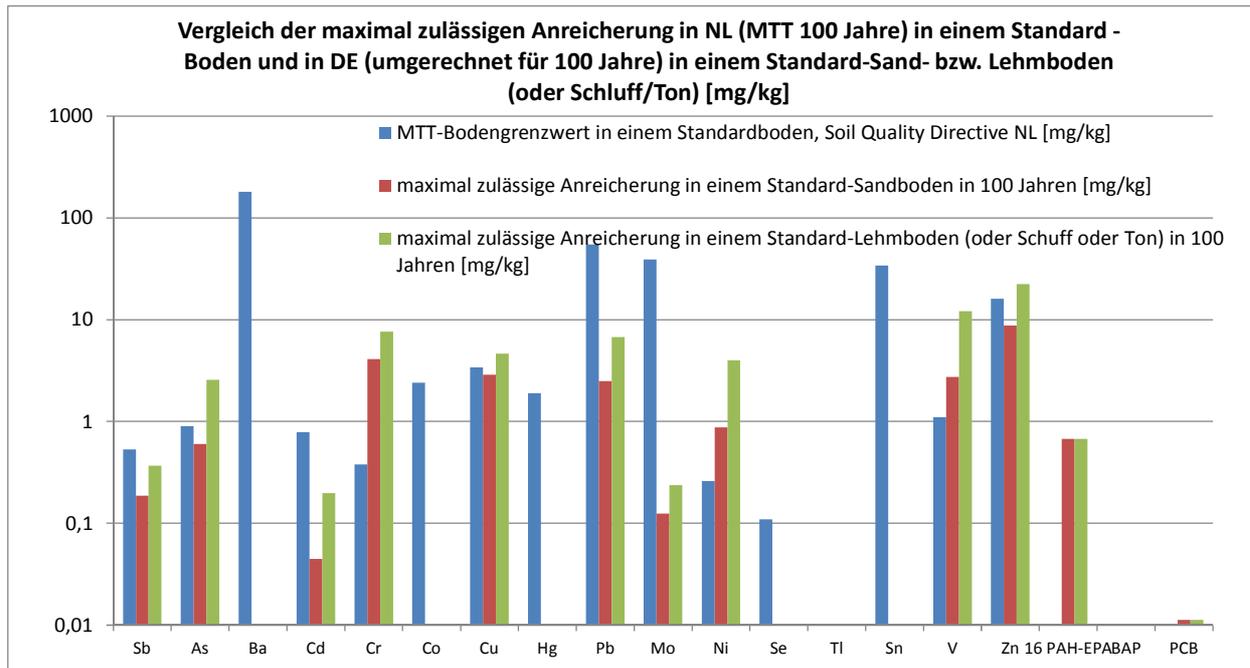


Abb. 3.2: Vergleich der „Bodenschutzwerte“ in den NL und in DE (umgerechnet) [mg/kg]. Der MTT-Bodengrenzwert in den NL ist der maximal zulässige Eintrag (MPA) bzw. die zulässige Anreicherung in einem Standardboden gemittelt über einen Meter innerhalb eines Beurteilungszeitraumes von 100 Jahren. In DE wird die maximal zulässige Anreicherung aus der Filterkapazität berechnet, welche sich aus dem Bodenvorsorgewert minus dem Hintergrundwert ergibt. Die maximal zulässige Anreicherung ist in DE auf 50 % der Filterkapazität, gemittelt über einen Meter Boden, in einem Beurteilungszeitraum von 200 Jahren begrenzt. Da der Beurteilungszeitraum „doppelt so konservativ“ ist wie in den NL (in DE darf in der gleichen Zeit bei gleichem Anreicherungs Wert nur die Hälfte eingetragen werden), müssen die Werte aus DE durch den Faktor 2 geteilt werden, um diese direkt mit den niederländischen MTT vergleichen zu können.

Schlussfolgerungen Boden- und Grundwasserschutzwerte in den NL und DE

Grundwasser: Allgemein liegen die Grundwasserschutzwerte für die meisten Stoffe auf einem vergleichbaren Konzentrationsniveau (Ausnahmen: Ba, Ni, Hg, Cu und Zn). Die deutschen GFS sind in 10 Fällen toleranter (Cl, SO₄, Se, Mo, Ba, Ni, Cu, Co, Zn, V), die niederländischen MTT-GW sind in 7 Fällen toleranter (Sb, F, Hg, Cd, Cr, As, Pb). In Deutschland gibt es rund 30 weitere Parameter (insbesondere organische Stoffe, vgl. Entwurf der MantelIV, BMU, 2012 und LAWA, 2004) für die dieser Vergleich nicht möglich ist.

Boden (Anreicherung): Vergleichbare Werte für Antimon, Arsen, Kupfer, Zink. Extreme Unterschiede für Cadmium, Blei und Molybdän, mit deutlich konservativeren Werten in Deutschland. Die 10- (Cd, Pb) bis 26- (Mo) fach geringeren Werte, sind insbesondere auf die niedrigen Bodenvorsorgewerte zurückzuführen (die resultierenden Anreicherungskriterien für Cadmium, Blei und Molybdän führen in den meisten Szenarien der ErsatzbaustoffV zu sehr strengen Einbaugrenzwerten in technischen Bauwerken mit GFS * 1,5). Dagegen sind die Werte für Chrom, Nickel und Vanadium in den NL mit 5- bis 10-fach konservativer.

3.2. Vergleich der Wirkungsabschätzung Boden/Grundwasser und der Grenzwertableitungskonzepte in Deutschland und in den Niederlanden

Die grundlegenden Konzepte der Wirkungsabschätzung Boden/Grundwasser in DE und NL sind ähnlich (siehe Schema in Abbildung 3.3). Die Wirkungsabschätzung für das Grundwasser unterteilt sich in die Bewertung des Quellterms und des Transportterms (Anmerkung Susset: im Sinne einer antizipierenden Sickerwasserprognose, vgl. Susset & Leuchs, 2011, www.uba.de). Die Sickerwasserkonzentration lässt sich am zuverlässigsten durch Auslaugverfahren (Laborelutionsversuche) abschätzen. Ausführliche Upflow-Perkolationsverfahren (Säulenversuch) werden für die Basischarakterisierung des Auslaugverhaltens verwendet. Aus den Messergebnissen der Laborelutionsverfahren (Konzentration vs. Prüfzeit oder vs. Wasser- zu Feststoffrate, *WF*) wird die Stofffreisetzung im Feld durch eine *WF*-Zeit-Konversion abgeschätzt (Anmerkung Susset: die Zeit *t* wird auf Grundlage des dynamischen Wasser-/Feststoffverhältnisses (*WF*) bestimmt, also der Wassermenge, welche nach einer bestimmten Zeit durch die Säule bzw. ein Bauwerk oder eine Einbauschicht im Feld perkoliert im Verhältnis zum Trockengewicht der Feststoffe in der Säule bzw. im Feldszenario). Hierzu werden typische Sickerwasserfließgeschwindigkeiten verwendet.

Ein zeitabhängiges Auslaugverhalten (NL: Metalle und Salze, DE: Salze) oder eine konstante gemittelte Quellterm-Konzentration (DE: Metalle und organische Stoffe), dienen als Eingangskonzentration für die Bewertung des Transportterms (siehe auch 3.2.1). Unterhalb des Quellterms kann ein Abbau zu einer Reduktion der Konzentrationen im Sickerwasser (abbaubare organische Substanzen) führen, während reversible Sorption theoretisch nur zu einem verzögerten Durchbruch der Konzentrationen am Ort der Beurteilung führt. Geeignete numerische und analytische Methoden zur Beschreibung des Transportterms stehen zur Verfügung. Über die Modellierung des reaktiven Stofftransports in der Transportzone kann der Zeitpunkt des ersten Durchbruchs und der Verlauf der Konzentration über die Zeit am Ort der Beurteilung abgeschätzt werden (Transportprognose). Die Grenzwerte für die Freisetzung (Konzentrationen und/oder Frachten im Eluat der Laborelutionsmethode) für bestimmte technische Bauwerke oder Einbauweisen werden in Abhängigkeit der Sickerwasserraten, der bauwerks- und materialspezifischen Eigenschaften und in Abhängigkeit der Untergrundkonstellationen so zurück gerechnet, dass die höchsten Konzentrationen im Boden und am Ort der Beurteilung im Sickerwassertropfen oberhalb des Grundwassers (DE) oder im Grundwasser (NL), entweder die Boden- und Grundwasserschutzwerte innerhalb der Beurteilungszeiträume einhalten (gilt für mobile Stoffe die nicht hinreichend zurückgehalten werden und schon im Beurteilungszeitraum durchbrechen) oder sicherstellen, dass die Grenzwerte für Boden und

Grundwasser in einem bestimmten Zeitraum (dem sogenannten Beurteilungszeitraum von 200 Jahren in DE und von 100 Jahren in NL) eingehalten werden (gilt für immobilere Stoffe die länger als 100 Jahre oder 200 Jahre zurückgehalten werden). Letztere Stoffe können nach dem Beurteilungszeitraum auf Konzentrationen oberhalb der Grundwasserschutzwerte ansteigen.

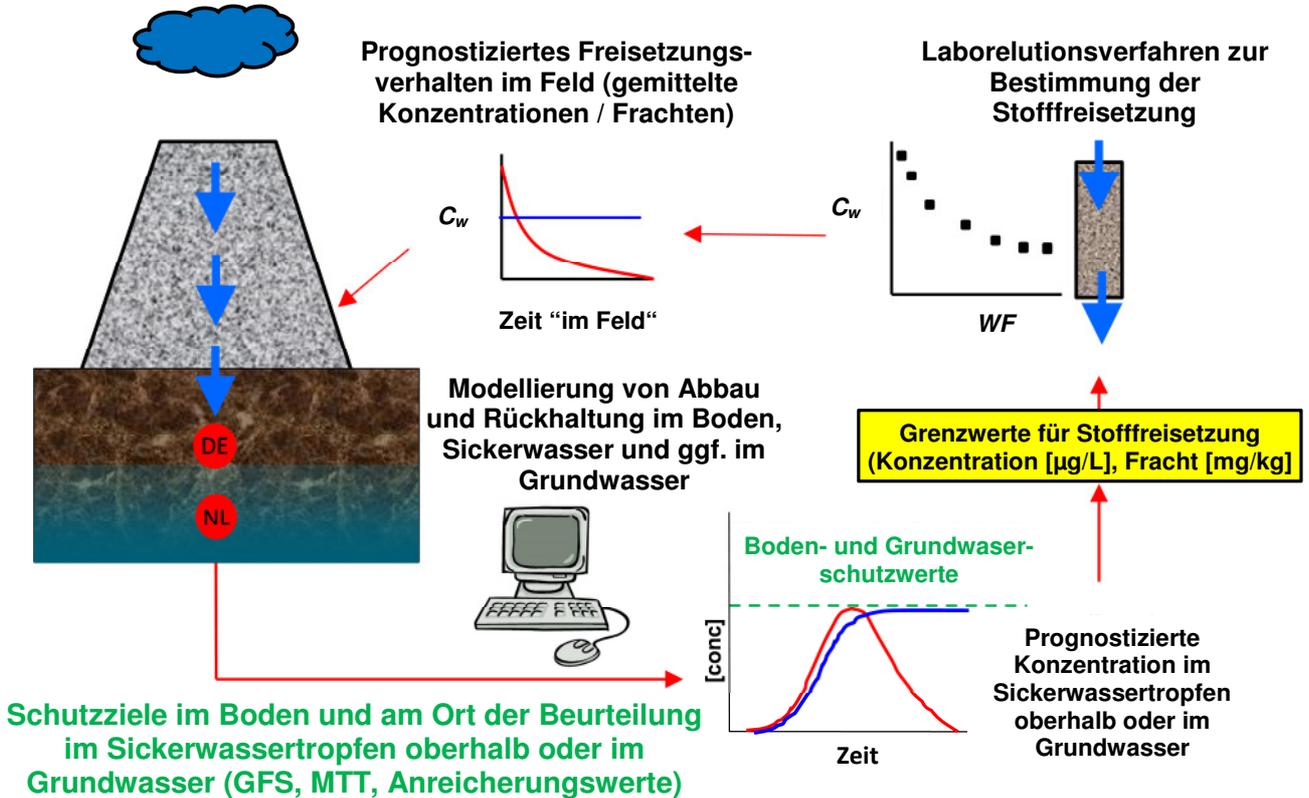


Abb. 3.3: Schematischer Überblick über die Wirkungsabschätzung Boden/Grundwasser und die Grenzwertableitungsmodelle in Deutschland und in den Niederlanden. Die Grundprinzipien der Wirkungsabschätzungen in Deutschland und in den Niederlanden sind ähnlich.

3.2.1 Unterschiede in der Definition des Quellterms in Deutschland und in den Niederlanden

Niederlande: In den NL wird für die Wirkungsabschätzung ein zeitabhängiger Quellterm für alle Stoffe (Salze und Metalle) angenommen, der durch eine stoffspezifische Funktion beschrieben wird. In dieser Zerfallsfunktion erster Ordnung beschreibt ein “Kappa“-Parameter den Konzentrationsabfall als Funktion des Wasser-Feststoffverhältnisses (WF , umrechenbar in die Zeit für ein praxisrelevantes Feldszenario):

$$C_{W,WF} = C_{W0} \cdot e^{-\text{kappa} \cdot WF}$$

mit der aktuellen Konzentrationen im Wasser $C_{W,WF}$ [mg/l] bei einem bestimmten WF [l/kg], der Anfangskonzentration im Wasser C_{W0} [mg/l] und der Ratenkonstante Kappa []. Der Kappa-Wert aus dem niederländischen Konzept ist stoffspezifisch (verschiedene chemische Substanzen) aber produktunabhängig (verschiedene Bauprodukte). Der stoffspezifische Kappa-Wert wurde in den NL aus einer Datenbank mit Messwerten aus 360 Perkolationsprüfungen mit verschiedenen Bauprodukten abgeleitet. Obwohl die Standardabweichung der “gemittelten” Kappa-Werte erwartungsgemäß sehr hoch ist (Anmerkung Susset: aufgrund der materialspezifischen Unterschiede, z.B. unterschiedliche Bindungsformen, Ausreißer, Messunsicherheiten bei geringen Konzentrationen usw.), ist das Gesamtergebnis plausibel. Beispielsweise führt der Durchschnitts-Kappa-Wert für Chlorid (gut wasserlösliches Salz) zu einem starken Absinken der Konzentrationen über die WF bzw. Zeit (entsprechend dem durchschnittlichen Verhalten von Chlorid in einer Perkolationsprüfung), während bei einem Metall wie Arsen die Konzentration nahezu auf einem konstanten Niveau bleibt, was ebenfalls häufig beobachtet wird.

Da der Kappa-Wert in den NL per Konvention stoffspezifisch aber produktunabhängig ist, hängt der “Quellterm” in der Modellierung zur Wirkungsabschätzung nur vom Wert der Anfangskonzentration eines Stoffes (C_{W0}) ab. Bei der Berechnung der Grenzwerte für die Freisetzung in Laborelutionsversuchen ist C_{W0} der einzige variable Parameter, der iterativ so angepasst wird, dass die Konzentrationen der Stoffe am Ort der Beurteilung den Boden- und Grundwasserkriterien (Einhaltung innerhalb des Beurteilungszeitraumes) entsprechen.

Die obige Formel erlaubt eine Extrapolation von Säulenversuchsdaten für praxisrelevante Feld-Szenarien über eine WF -Zeit-Konversion. Das WF kann aus der Schüttdichte (kg/m^3), dem jährlichen Nettoniederschlag bzw. der Sickerwasserrate (mm/Jahr) und der Mächtigkeit des technischen Bauwerks bzw. der Einbauschicht (m) einfach in Zeitskalen und so von

Labor- auf Feldbedingungen umgerechnet werden. Zur Bewertung von offenen wasserdurchlässigen Einbauweisen aus granularen Bauprodukten wurde in den NL per Konvention ein Szenario „open granular application“ mit folgenden Eigenschaften definiert: Generalisierte Höhe der Anwendung 0,5 m, ein generalisierter Niederschlag bzw. eine generalisierte Sickerwasserrate von 300 mm/Jahr und eine generalisierte trockene Schüttdichte von 1550 kg/m^3 (definiert als das eine ausgewählte repräsentative Szenario für alle in der Praxis vorkommenden unterschiedlichen Anwendungshöhen, Niederschläge, Schüttdichten). Zur Bewertung von geschlossenen Einbauweisen aus Bauprodukten wurde in den NL per Konvention das Szenario „isolated application“ mit einer Rest-Sickerwasserrate von 6 mm/Jahr gewählt.

Für das Gesamtverständnis muss beachtet werden, dass die durch verschiedene Bauprodukte in den NL einzuhaltenden Grenzwerte für die Freisetzung in der Perkolationsprüfung, als kumulativ ausgelaugte Masse (mg/kg) bis $WF 10 \text{ l/kg}$ ausgedrückt werden. Diese kumulativ freigesetzte Menge ergibt sich aus den Messergebnissen für die Eluatkonzentrationen, die im Rahmen der Basischarakterisierung mit einer Perkolationsprüfung in 7 Fraktionen gemessen werden. Unabhängig von der Bewertung der Messergebnisse über eine kumulativ ausgelaugten Menge in mg/kg bei $WF 10 \text{ L/kg}$ wird im Rahmen der Wirkungsabschätzung in den NL über den Kappa-Wert direkt auf eine zulässige Ausgangskonzentration C_{w0} zurückgerechnet, die zusammen mit dem aus der Kappa-Funktion berechneten Elutionsverhalten über die Zeit den niederländischen Anforderungen an Boden- und Grundwasserschutz genügen muss. Die kumulative Freisetzung, ausgedrückt in mg/kg bei einem WF von 10 L/kg , erhält man durch Integrieren der obigen Formel zwischen $WF 0$ und 10 L/kg (bzw. durch Aufsummierung der Teilmassenausträge bei den verschiedenen Eluatfraktionen in mg, die aus den gemessenen Konzentrationen der Eluatfraktionen und dem Durchfluss in ml berechnet werden).

Deutschland: Die durch verschiedene Bauprodukte und mineralischen Ersatzbaustoffe in DE einzuhaltenden Grenzwerte für die Freisetzung in der Perkolationsprüfung, werden in kumulativen Konzentrationen (mg/L) bis $WF 2 \text{ L/kg}$ ausgedrückt. Der Begriff „kumulative Konzentration“ wurde gewählt, weil es sich nicht um die aktuelle Konzentration in einer Eluatteilfraktion handelt, sondern um eine mittlere Konzentration in der gesamten Wassermenge bis $WF 2$, die i.d.R. Regel höher ist als die i.d.R. bereits verdünnte Konzentration in einer Eluatteilfraktion (z.B. verdünnte Konzentration in einer Eluatteilfraktion von $WF 1$ bis 2 L/kg). Die kumulative Konzentration bei $WF 2$ wird entweder aus den im Rahmen der Basischarakterisierung mit einer Perkolationsprüfung in 4 Eluatteilfraktionen gemessenen Konzentrationen berechnet oder im Rahmen der

Übereinstimmungsuntersuchung in der Einzelfraktion eines Säulenkurztest bis *WF* 2 direkt gemessen (das gesamte Wasser wird bis *WF* 2 in einem Probegefäß aufgefangen und entspricht damit einer kumulativen Konzentration bis *WF* 2). Die Berechnung erfolgt über Integration bzw. durch Aufsummierung der Teilmassenausträge bei den verschiedenen Eluatfraktionen in mg, die aus den gemessenen Konzentrationen der Eluatfraktionen und dem Durchfluss in ml berechnet werden und einer abschließenden Division der Gesamtmasse durch den Gesamtdurchfluss bis *WF* 2 in ml.

Neben dem Unterschied der Messung einer Konzentration in mg/L bei *WF* 2 L/kg (DE) statt einer Emission in mg/kg bis *WF* 10 L/kg (NL), gibt es weitere Unterschiede bei der Bewertung des Quellterms:

Nach dem deutschen Konzept wird ausschließlich bei gut wasserlöslichen Salzen (Chlorid und Sulfat) ein zeitabhängiger Quellterm berücksichtigt. Für jeden Stoff, jedes Bauprodukt oder jeden mineralischen Abfall werden stoff- und produktspezifische Funktionen aus ausführlichen Säulenversuchen abgeleitet (Datengrundlage ca. 750 Säulenversuche). Hierzu wird eine analytische Lösung der Advektions-Dispersionsgleichung mit stoff- und produktspezifischen Feststoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten, so genannten K_d -Werten, an das ggf. stoff- und produktspezifische signifikante Freisetzungsverhalten angepasst. Wie im Konzept der NL, ist die Wirkungsabschätzung durch den K_d -Werten direkt von der Anfangskonzentration $C_{w,0}$ und dem charakteristischen Freisetzungsverhalten abhängig. Die kumulative Konzentration, ausgedrückt in mg/L bei *WF* 2 L/kg und das damit zusammenhängende Abklingverhalten ausgehend von der Anfangskonzentration $C_{w,0}$, muss den deutschen Anforderungen an Boden- und Grundwasserschutz genügen (kurzfristiges Abklingen im Beurteilungszeitraum von 4 Jahren).

Für die Wirkungsabschätzung von Metallen und organischen Stoffen verwendet Deutschland einen konstanten (zeitunabhängigen) Quellterm, der mit einer kumulativen konstanten Quelltermkonzentration bei *WF* 2 L/kg beschrieben wird. Hierbei handelt es sich um eine gemittelte Konzentration, die sich nach mittleren Zeitskalen (*WF* 2 L/kg \approx 8 - 50 Jahre, je nach Einbau-Szenario) an der Unterkante des Bauwerks einstellt. Die Entscheidung per Konvention einen konstanten (zeitunabhängigen) Quellterm für Metalle und Organika anzusetzen wird damit begründet, dass - wie eine sehr hohe Anzahl von Säulenversuchen zeigt - die Standardabweichung des mittleren Freisetzungsverhaltens (Relativkonzentrationen einer Vielzahl von Eluaten bei einem bestimmten *WF*) für Metalle und organische Stoffe sehr viel höher ist, als bei gut wasserlöslichen Salzen. Eine Beschreibung des Freisetzungsverhaltens dieser Stoffe mit einer produktgenerischen Funktion wurde in DE als nicht belastbar angesehen, da das Auslaugverhalten sich von Probe zu Probe

unterscheidet (z. B. aufgrund unterschiedlichster Bindungsformen von Metallen innerhalb einer Materialart und insbesondere über verschiedene Materialarten hinweg).

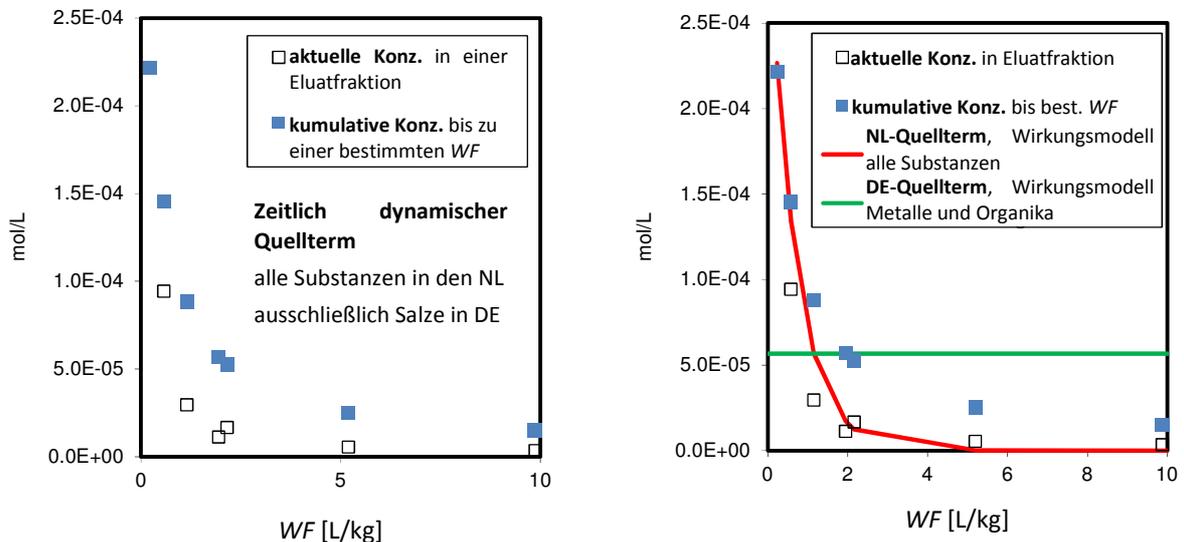


Abb. 3.4: Quelltermdefinition in Deutschland und in den Niederlanden. In der niederländischen Wirkungsabschätzung wird für alle Substanzen (Salze und Metalle) ein zeitabhängiger Quellterm verwendet, der durch eine stoffspezifische und für alle Produkte generische Funktion bestimmt wird. Im deutschen Ansatz wird ausschließlich für Salze (Chlorid und Sulfat) ein zeitabhängiger Quellterm verwendet, welcher durch verschiedene stoff- und produktspezifische Funktionen beschrieben wird. Für Metalle und organische Stoffe wird in Deutschland ein konstanter (zeitunabhängiger) Quellterm durch eine kumulative konstante Konzentration bei WF 2 L/kg beschrieben, die einer mittleren Konzentration im Sickerwasser unterhalb von Bauwerken nach mittlere Zeitskalen (ca. 10 bis 50 Jahre in Abhängigkeit des Einbauszenarios) entspricht.

3.2.2 Unterschiede in der Definition der Quellterm- und Transportterm-Szenarien in Deutschland und in den Niederlanden

Abbildung 3.5 vergleicht die Szenariodefinitionen in DE und in den NL. Neben den in Kapitel 3.2.1 erläuterten Unterschieden in der Quelltermbewertung, gibt es weitere Unterschiede bezüglich der situationspezifischen Unterscheidung der Quelltermbewertung: In DE wurden auf der Grundlage einer numerischen Durchströmungsmodellierung bauwerkspezifische, entlang der Unterkante der Bauwerke gemittelte, Sickerwasserraten berechnet und Verdünnungsfaktoren für lediglich teildurchströmte Bauweisen abgeleitet. Für offene Bauweisen wie zum Beispiel Lärmschutzwälle, Pflasterbauweisen, Plattenbelagsbauweisen und offene ungebundene Deckschichten resultieren verschiedene gemittelte Sickerwasserraten (Lärmschutzwall: 313 mm/a, Pflasterbauweisen: 242 mm/a, Plattenbeläge: 377 mm/a und 583 mm/a für offene Deckschichten ohne Bindemittel). Geschlossene Bauweisen wie zum Beispiel Asphalt- und Betonbauweisen oder Bauweisen mit wasserundurchlässigen technischen Sicherungsmaßnahmen wurden nicht

medienschutzbasiert modelliert: Per Konvention werden in geschlossenen Bauweisen Einbaugrenzwerte aus den statistischen Konzentrationsverteilungen in *WF* 2-Eluaten abgeleitet und i.d.R. an die 90. Perzentilwerte angepasst. Das differenzierte Konzept führt zu mehr als 120 verschiedenen bauwerks- und untergrund-spezifischen medienbezogenen Einbaugrenzwerten für jeden Stoff, die in kumulativen *WF* 2-Eluaten gemessen werden. Sie stellen die zulässige Maximalkonzentrationen im Sickerwasser bei einer *WF* von 2 L/kg dar und können als "Freisetzungsgrenzwerte" in Deutschland angesehen werden.

Im Vergleich zum differenzierten deutschen Ansatz ist der niederländische Ansatz stark vereinfacht mit nur 3 verschiedenen generischen Szenarien (granular offen, granular geschlossen und monolithisch). In der geplanten Ersatzbaustoffverordnung in Deutschland werden nur körnige und wasserdurchlässige mineralische Ersatzbaustoffe geregelt. Monolithische Bauprodukte werden durch nationale bauaufsichtliche Zulassungen des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBt) geregelt. Damit stehen über 120 differenziert bewertete offene, teildurchströmte und geschlossene Einbauszenarien in Deutschland den zwei generischen Szenarien „granular offen, granular geschlossen“ in den NL gegenüber, was den Vergleich der Regelwerke erschwert.

Auch bezüglich des Transportterms gibt es Unterschiede in den Modellansätzen (geochemisches Modell mit Advektion-Dispersion in den NL versus Retardations-Advektions-Dispersionsmodell mit Freundlich-Sorptionsisotherme und Bioabbau für abbaubare organische Stoffe in DE). Der geochemische Ansatz in den NL basiert auf thermodynamischen Sorptionsparametern der verschiedenen Stoffe in Abhängigkeit verschiedener Sorbenten im Boden nach Dijkstra et al. (2004, 2009). Bei diesem Ansatz erfolgt kein vorhergehendes Modell-Fitting der Sorptionsparameter. Der Modellansatz eignet sich für die Prognose des reaktiven Stofftransportes in Böden mit verschiedenen Sorptionseigenschaften. In den NL wurden drei repräsentative Bodenprofile gewählt (Sand, Torf und Ton), welchen detaillierte Informationen zu den Eigenschaften verschiedener Bodenprofile aus den NL zugrunde liegen. Die Transportprognosen im Rahmen der Wirkungsabschätzungen in den NL wurden für alle drei Bodentypen durchgeführt und die maximal zulässige Freisetzung als einheitlicher Quellterm so angepasst, dass alle Stoffe in allen Bodentypen die Grenzwerte (MTT) am Ort der Beurteilung einhalten. Der so angepasste Quellterm bzw. die resultierenden maximal zulässigen Freisetzungen (auf der Grundlage des generischen Kappa-Modells in Abbildung 3.4) wurde in mg/kg bei *WF* 10 L/kg ausgedrückt und fungieren als Einbaugrenzwerte verschiedener Stoffe für die Soil Quality Directive in den NL.

Die Transportprognose in DE basiert auf einem Sorptionsmodell (Retardation, für organische Stoffe wird ggf. auch Abbau berücksichtigt) mit einer substratübergreifenden Freundlichisotherme, die aus gemessenen Sorptionsisothermen von über 750 für DE repräsentativen Proben natürlicher Unterböden, abgeleitet wurde. Für hochmobile wenig bis nicht-sorbierende Stoffe (z. B. leichtlösliche Salze) und stark sorbierende Stoff (einige Schwermetalle), sind die Unterschiede zwischen den oben erläuterten Modellansätzen gering. Für "intermediär"-sorbierende Schwermetalle, können sich dagegen beträchtliche Unterschiede ergeben. Die Autoren können jedoch nachweisen, dass Unterschiede zwischen Einbaugrenzwerten in DE und in den NL in nur geringem Maße auf die unterschiedlichen Transportmodelle (Sorption/Geochemie), sondern in erster Linie auf die unterschiedlichen "politischen Randbedingungen" zurückzuführen sind, welche in DE auf der Grundlage des Besorgnisgrundsatzes zum vorsorgenden Boden- und Grundwasserschutz konservativer festgelegt sind:

- 1 Meter (DE) versus 2 Meter (NL) "effektive Transportstrecke im Boden" für Abbau- und Rückhalteprozesse;
- 200 Jahre (DE) versus 100 Jahre (NL) Beurteilungszeitraum;

Die beiden vorgenannten Faktoren sind bezüglich der resultierenden Unterschiede in den Einbaugrenzwerten von höchster Wichtigkeit, wie nachfolgend dargestellt. Folgende Faktoren spielen eine geringere Rolle, sind aber ebenfalls nicht zu vernachlässigen:

- Mittelung der Konzentrationen über den ersten Meter der gesättigten Zone im Grundwasser in den NL (von Meter 1 bis Meter 2 unterhalb der Bauwerksunterkante);
- Die differenzierte Unterscheidung vieler spezifischer Szenarien in DE, insbesondere bzgl. des Grundwasserabstandes, mit einem ungünstigen Fall (Grundwasserabstand < 1 Meter bis > 0,1 Meter unterhalb der Bauwerksunterkante). Im ungünstigen Fall muss im kumulativen *WF 2*-Eluat die GFS $\times 1,5$ (Faktor 1,5 als Ergebnis einer Untersuchung des deutschen Umweltministeriums) direkt eingehalten werden.

Szenarien

NL: generisch (3 Szenarien)
DE: „situationsspezifisch“ (120 Szenarien)

Quellterm (Konzentration):

NL: Abklingen von *WF* 0,1 - 10 l/kg
DE: konstant bei *WF* 2 l/kg

Beurteilungszeitraum:

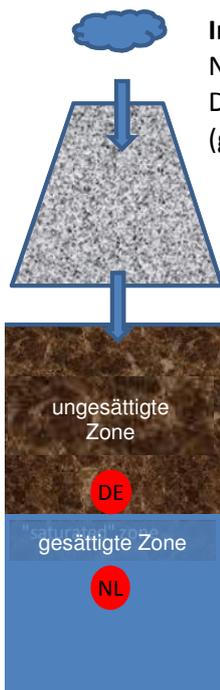
NL: 100 Jahre
DE: 200 Jahre

NL-Schutzniveau im Grundwasser:

ökotoxikologischer Risikowert (MTT)

DE-Schutzniveau oberhalb

Grundwasser (Übergangszone):
ökotoxikologischer Risikowert (GFS)



Infiltration

NL: 300 mm/a (offen), 6 mm/a (geschlossen)
DE: 242-583 mm/a (offen), keine Berechnung (geschlossen)

Schutzniveau Boden, Anreicherung:

NL: ökotoxikologischer Risikowert (MTT)
DE: 50 % der Filterkapazität Vorsorgewert minus Hintergrundwert

Rückhaltmodell, chem. Proz. im Boden

NL: Geochemisches Modell
DE: Freundlichisotherme K_d -Modell
DE: ungünstiger Fall < 1 m GW-Abstand:
Konzentration bei *WF* 2 = GFS × 1,5

Ort der Beurteilung

NL: Mittelung über ersten Meter der gesättigten Zone (insgesamt 2 Meter)
DE: 1 m Tiefe unter Unterkante Bauwerk (insgesamt 1 Meter)

Abb. 3.5: Unterschiede bei der Szenariodefinition in Deutschland und in den Niederlanden. Eine situationsspezifische Unterscheidung des Quellterms und der Untergrundkonstellationen für den Transportterm in Deutschland führt zu rund 120 verschiedenen Szenarien und folglich verschiedenen medienschutzbasierten Einbaugrenzwerten für jeden Stoff. Die wichtigsten Unterschiede werden nicht durch die unterschiedlichen Modellierungsansätze (geochemisches Modell versus Retardations-Advektions-Dispersionsmodell), sondern durch „politische Randbedingungen“ verursacht, welche in DE auf der Grundlage des Besorgnisgrundsatzes zum vorsorgenden Boden- und Grundwasserschutz konservativer angelegt sind.

3.2.3 Quantitativer Einfluss unterschiedlicher Randbedingungen der Wirkungsabschätzungen in Deutschland und in den Niederlanden auf Einbaugrenzwerte

Die Auswirkung unterschiedlicher Randbedingungen in den Modellbetrachtungen wurde für dieses Projekt quantitativ bewertet und am 25. April im TC 351 WG1 in Berlin im Detail erläutert und diskutiert. Die unterschiedlichen Boden- und Grundwasserschutzwerte der beiden Länder (GFS, MTT, Abbildung 3.1 und 3.2) können sich direkt auf die Einbaugrenzwerte (Freisetzung/Konzentration) auswirken, sind aber wesentlich weniger relevant als die Anwendungsregeln für die Wirkungsabschätzungen (skizziert in Abb.3.6).

Um diesen Bericht lesbar zu halten, wird im folgenden Abschnitt nur ein exemplarischer Überblick über die Ergebnisse der quantitativen Untersuchungen für die wichtigsten Einflussfaktoren gegeben:

- Auswirkung des Ortes der Beurteilung (O.d.B.)
- Auswirkung der Quelltermdefinitionen (zeitabhängig versus konstant)
- Auswirkungen der Beurteilungszeiträume und
- Auswirkung der Mittelung der Konz. über den ersten Meter der gesättigten Zone (NL)

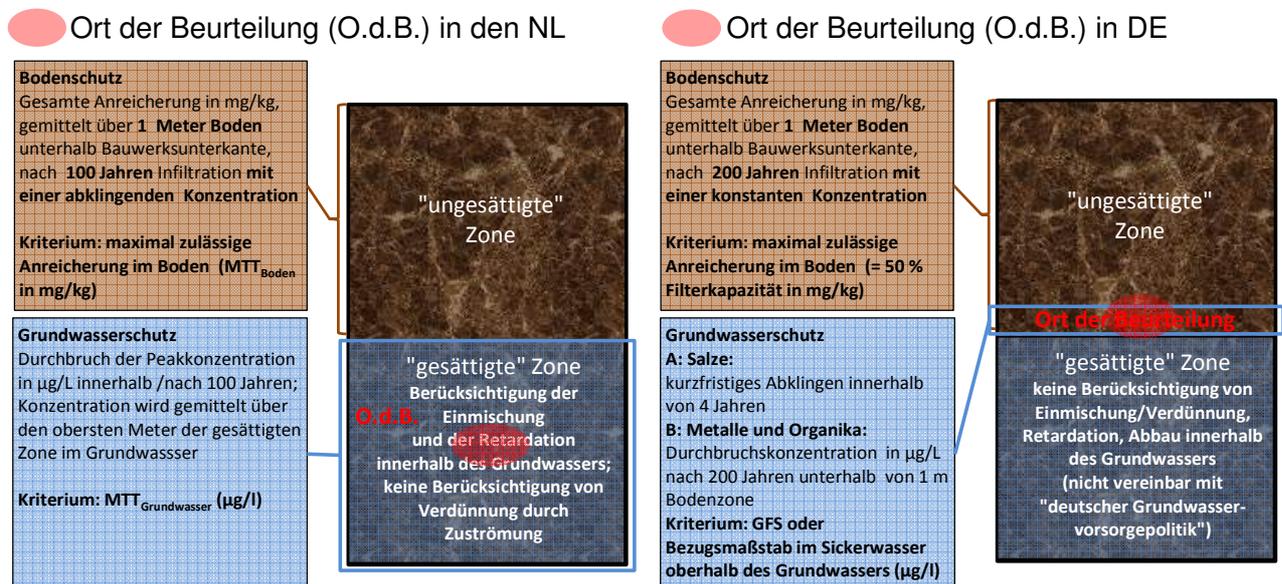


Abb. 3.6: Wichtige Unterschiede der Anwendungsregeln für die Wirkungsabschätzungen in Deutschland und in den Niederlanden: Positionen der Orte der Beurteilung, Beurteilungszeiträume und Mittelung der Konzentrationen über unterschiedliche Bereiche.

Einfluss der Unterschiede der Quelltermdefinitionen auf die Einbaugrenzwerte (Freisetzung/Konzentration)

Wie im vorhergehenden Kapitel erläutert, wurde in den NL für einige Stoffe ein nahezu konstanter Quellterm (diffusionslimitierte Freisetzung über einen weiten Bereich von WF) und für andere Stoffe (Salze und mobile Stoffe) ein steil abfallender Quellterm verwendet; das Verhalten hängt vom generischen Kappa-Wert eines Stoffes ab (produktunabhängig aber stoffspezifisch). In Deutschland wird für alle Metalle und organische Stoffe ein konstanter Quellterm verwendet. Nur für Chlorid und Sulfat wurde ein zeitabhängiger abklingender Quellterm über eine stoff- und produktspezifische Funktion berücksichtigt.

Abbildung 3.7 zeigt die Auswirkung der unterschiedlichen Quelltermdefinitionen (linker Teil der Grafik) auf die Form der Durchbruchkurve am Ort der Beurteilung (rechter Teil der Grafik). Der zeitlich abklingende Quellterm, wie im niederländischen Konzept für viele Stoffe verwendet, führt zu einer "Glockenkurve" am O.d.B. mit auf einen Maximalwert ansteigenden Konzentrationen und nachfolgendem Konzentrationsrückgang. Bei Annahme einer mittleren konstanten Konzentration als Quellterm wie im deutschen Konzept, steigt die Konzentrationen auf einen Maximalwert an und bleibt konstant. Im niederländischen Ansatz bestimmt die maximale Konzentration des Quellterms (C_{w0} , d.h. die Konzentration die bei $WF = 0,1$ l/kg in der ersten Eluatfraktion der Perkolationsprüfung in den NL gemessen wird) maßgeblich die Höhe der Konzentration am O.d.B. Im deutschen Ansatz wird für Salze mehr oder weniger identisch vorgegangen. Auch hier dominiert die maximale Konzentration, die bei $WF = 0,3$ l/kg in der ersten Eluatfraktion der Perkolationsprüfung in DE gemessen wird das Ergebnis. Für Metalle und organische Stoffe ist in DE dagegen die gemittelte Konzentration bei $WF = 2$ l/kg relevant. Bei beiden Ansätzen in DE und in den NL entscheidet aber letztlich die Sorptivität bzw. Retardation und die Transportstrecke, ob innerhalb des Beurteilungszeitraum die maximale Konzentration im Grundwasser erreicht wird oder nicht. Bewertungsrelevant ist aber der Zeitpunkt des Durchbruchs der Grenzkonzentrationen am O.d.B., der in beiden Näherungen durch die Maximalkonzentrationen nicht stark beeinflusst wird. Wenn die maximalen Konzentrationen eines abfallenden Quellterms und eines konstanten Quellterms gleich sind, ist auch die maximal zu erwartende Konzentration am O.d.B. vergleichbar. Dasselbe, tatsächlich gemessene Säulentestergebnis (offene Quadrate in der linken Grafik von Abbildung 3.7) führt nach dem niederländischen Konzept zu anfänglich höheren Konzentrationen am O.d.B. als nach den deutschen Konzept, welche dann nachfolgend absinken (gegenüber einer niedrigeren bei $WF 2$ l/kg gemittelten Konzentration im deutschen Konzept, die über die Zeit konstant bleiben). Zur Bestimmung der zulässigen Einbaugrenzwerte (Freisetzung/Konzentration) in den beiden Ländern wurde

der Quellterm so angepasst, dass die Konzentrationen den Grundwassergrenzwert (GFS in DE oder MTT in NL) im Beurteilungszeitraum nicht überschreiten. In den NL führt die Betrachtung der Maximalkonzentration gegenüber der gemittelten Konzentrationen bei *WF 2* l/kg in DE theoretisch zu strengeren Freisetzungskriterien. Dies aber ausschließlich für solche Stoffe, die schon innerhalb des Beurteilungszeitraum von 100 Jahren bzw. 200 Jahren durchbrechen (z.B. mobile bis "intermediär"-sorbierende Metalle). Die im Gesamtergebnis toleranteren Einbaugrenzwerte (Freisetzung) in den NL sind auf andere wichtige Faktoren zurückzuführen, wie insbesondere der kürzere Bewertungszeitraum von 100 Jahren in NL versus 200 Jahren in DE.

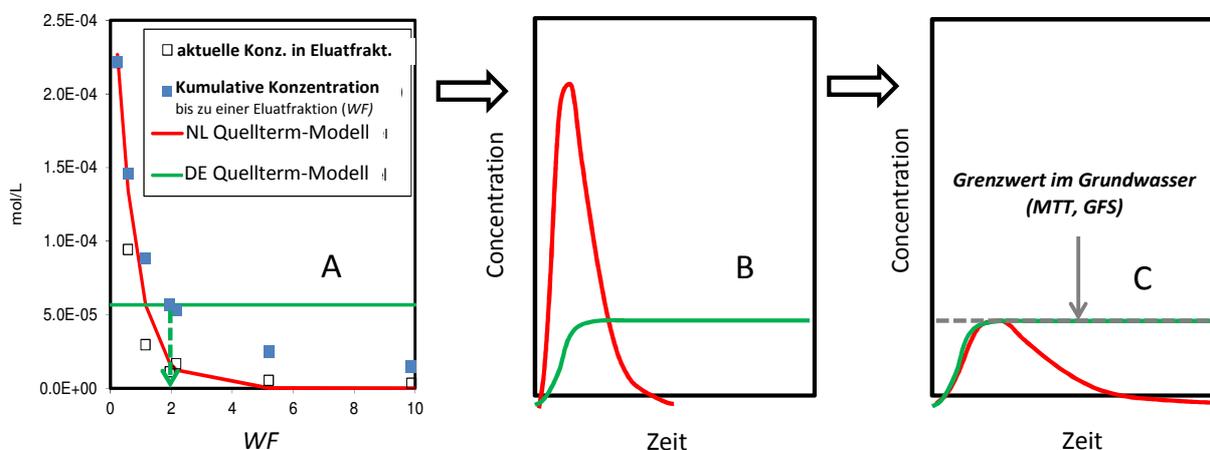


Abb. 3.7: Auswirkung unterschiedlicher Quelltermdefinitionen (NL: abklingend oder nahezu konstant je nach Stoffeigenschaften, DE: konstant für alle Metalle und organischen Stoffe). Zu Illustrationszwecken wird die Situation für mobile bis intermediär-sorbierende Stoffe dargestellt, die schon innerhalb des Beurteilungszeitraumes am O.d.B. vollständig durchbrechen. **Grafik A** zeigt die Ableitung des Quellterms aus den gemessenen Säulenelutionsdaten (leere Quadrate). In den NL wird eine Funktion erster Ordnung, zur Beschreibung des zeitlichen Freisetzungsverhaltens verwendet (rote Linie). Da in den NL über alle Bauprodukte hinweg gemittelte stoffspezifische Kappa- Werte verwendet werden, kann die Näherung abweichen. In Deutschland wird die kumulative *WF 2*-Konzentration aus den ausführlichen Säulenversuchsdaten berechnet oder im kumulativen Säulenkurztest bis *WF 2* direkt gemessen (blaue Punkte) und als konstante mittlere Konzentration für die Quelltermbeschreibung verwendet (grüne Linie). **Grafik B** zeigt die zeitlichen Verläufe der Durchbrüche der Konzentrationen am O.d.B. Im niederländischen Konzept sind die Konzentrationsspitzen für einige mobile „intermediär“-sorbierende Stoffe höher als die bei *WF 2* gemittelten konstanten Konzentrationen in DE, da die Anfangskonzentration in der Quelle sehr hoch ist und das Ergebnis dominiert. Es ist zu beachten, dass sich beide Fälle auf dieselben Säulentestdaten beziehen. **Grafik C:** Bei der Festlegung der Grenzwerte für die Freisetzung muss der Quellterm im Falle von mobilen Stoffen, die innerhalb des Beurteilungszeitraumes durchbrechen, so angepasst werden, dass die maximal erreichbaren Konzentrationen am O.d.B. unterhalb der Grundwasserschutzwerte liegen. Im Fall der NL sind für einige mobile bis „intermediär“-sorbierende Stoffe theoretisch größere Korrekturen notwendig (d. h. strengere Freisetzungskriterien), da die Anfangskonzentrationen höher sind. Im deutschen Konzept müssen solche Stoffe im *WF 2* Eluat allerdings die GFS-Werte einhalten. Für sehr mobile Stoffe (z. B. Chlorid und Sulfat) oder immobile Stoffe (z. B. Arsen), kommt es zu keinen starken Auswirkungen durch die unterschiedlichen Quelltermdefinitionen. Insgesamt führen andere wichtige(re) Faktoren, wie insbesondere der konservativere höhere Beurteilungszeitraum in DE zu konservativeren Freisetzungskriterien in DE.

Einfluss der unterschiedlichen Beurteilungszeiträume auf die Einbaugrenzwerte (Freisetzung/Konzentration)

Abbildung 3.8 zeigt ein Beispiel für den berechneten Durchbruch der Konzentrationen von Kupfer (einem Metall mit mäßiger Retardierung) am O.d.B als Funktion der Zeit. Die horizontale rote Linie zeigt den Grundwasserschutzwert und die vertikalen gestrichelten Linien die zugrunde liegenden Beurteilungszeiträume von 100 Jahren in den NL und von 200 Jahren in DE. In diesem Beispiel wurden der Quellterm bzw. die Freisetzungsgrenzwerte nach dem niederländischen Konzept so angepasst, dass die Grundwasserschutzwerte über den niederländischen Beurteilungszeitraum von 100 Jahren eingehalten werden. Abbildung 3.8 zeigt für das hier betrachtete mäßig mobile Metall Kupfer, dass der Grundwassergrenzwert nach dem Bewertungszeitraum von 100 Jahren überschritten wird (weitere Berechnungsbeispiele für andere Metalle, die sich ähnlich verhalten, wie Chrom, ges. und Vanadium sind verfügbar). Die Überschreitung der Grundwasserschutzwerte nach dem Beurteilungszeitraum ist eine natürliche Konsequenz der Annahme eines endlichen Beurteilungszeitraums in beiden Konzepten (NL: 100 Jahre, DE: 200 Jahre). Wie nachfolgend erläutert, zeigen alle Stoffen mit moderater Sorption, wie z.B. Kupfer, eine hohe Sensitivität der zulässigen Freisetzungen auf den Beurteilungszeitraum. Dagegen sind die hoch-mobilen Stoffe wie Chlorid und Sulfat und die sehr immobilen Stoffe wie Blei, relativ unempfindlich auf den Beurteilungszeitraum (bei hochmobile Stoffe sind die Freisetzungskriterien in beiden Konzepten so angepasst, dass die Konzentrationen innerhalb des Beurteilungszeitraumes auf die Grundwasserschutzwerte abklingen, sehr immobile Stoffe führen nach beiden Konzepten zu sehr hohen Durchbruchzeiträumen, die weit oberhalb der Beurteilungszeiträume von 100 bzw. 200 Jahren liegen, so dass die Freisetzungskriterien deshalb in beiden Konzepten durch die Anreicherung bzw. durch die Bodenschutzwerte limitiert sind). Bei der Annahme eines abfallenden Quellterms mit einer generischen Funktion für die Wirkungsabschätzung wie in den NL (i.d.R. auch für Schermetalle, in DE nur für Salze, vgl. Begründung in Kapitel, 3.2.1, S. 15), kommt es zwar ggf. zu einer Überschreitung des Grundwassergrenzwertes, diese ist aber infolge der Quelltermdefinition in den NL (Anmerkung Susset: generelle Annahme eines mittleren Abklingverhaltens) temporär und kann durch den Gesetzgeber aufgrund des (Anmerkung Susset: theoretischen) temporären Überschreitens in Hinblick auf andere strategische Entscheidungen möglicherweise besser akzeptiert werden (z. B. Schaffen eines Marktes für das Recycling, Anpassung der Grenzwerte bei der Revision regulatorischer Kriterien usw.).

Da der Beurteilungszeitraum in Deutschland mit 200 Jahren wesentlich konservativer gewählt ist, resultieren für moderat sorbierende Stoffe wesentlich geringere zulässige

Quelltermkonzentration, da die Grundwasserschutzwerte über einen längeren Zeitraum von 200 Jahren eingehalten werden müssen. Zusammengefasst: je länger der Beurteilungszeitraum, umso strenger sind die Freisetzungsgrenzwerte (Freisetzung/Konzentration).

Neben vielen weiteren Faktoren ist der doppelte Beurteilungszeitraum in DE der wohl wichtigste Faktor, der (für mäßig mobile Stoffe) zu konservativeren Freisetzungsgrenzwerten gegenüber den NL führt. Je nach Szenario (offen/geschlossen) sind die Einbaugrenzwerte von Kupfer in den NL mit Faktoren von 2 bis 8 toleranter, siehe auch Abbildungen 3.10 - 3.11).

Der Einfluss des Beurteilungszeitraums auf die zulässigen Freisetzungen bzw. Konzentrationen von z.B. Kupfer im Laborsäulenversuch ist so bedeutend, dass die unterschiedlichen Grundwasserschutzwerte und Quelltermdefinitionen praktisch keine Rolle mehr spielen. So führt der konservativere Beurteilungszeitraum in DE zu geringeren zulässigen Konzentrationen von Kupfer im Laborsäulenversuch, obwohl der Grundwasserschutzwert in DE toleranter ist (GFS Kupfer: 14 µg/L versus MTT-gw: 1,1 µg/L).

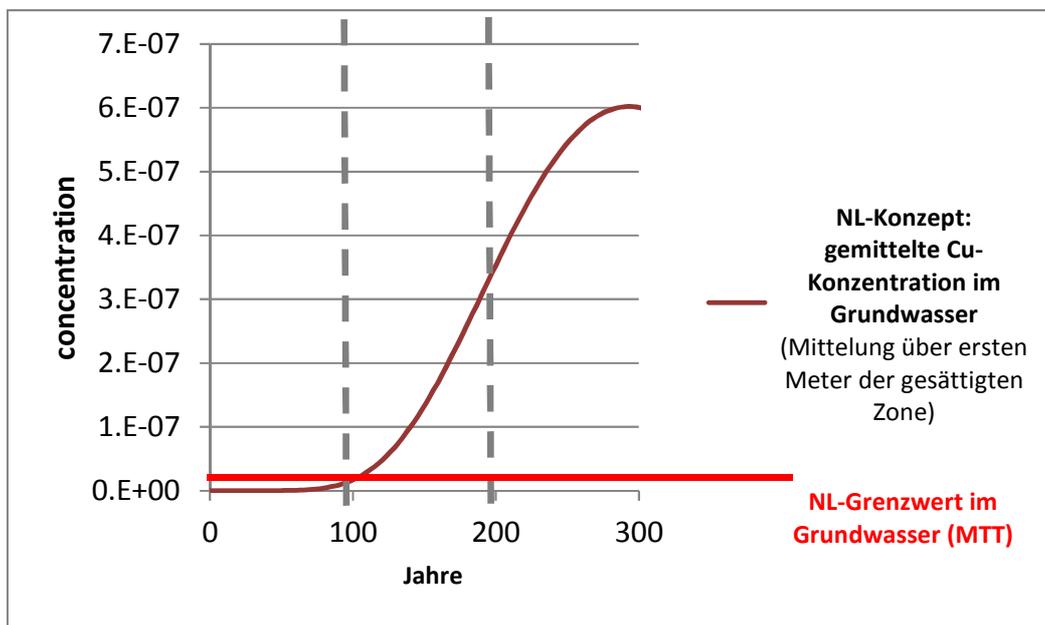


Abb. 3.8: Berechnete Konzentration von Kupfer (mol/l) am O.d.B. als Funktion der Zeit. Die horizontale rote Linie zeigt den Grundschutzwert von 1,1 µg/L in den NL und die vertikalen gestrichelten Linien zeigen die Beurteilungszeiträume in den NL (100 Jahre) und DE (200 Jahre). Kupfer zeigt als Schwermetall mit moderater Sorption eine sehr starke Abhängigkeit der zulässigen Freisetzung vom Beurteilungszeitraum. Dagegen sind die hoch-mobilen Stoffe wie Chlorid und Sulfat und die sehr immobilen Stoffe wie Blei, relativ unempfindlich auf den Beurteilungszeitraum. Die Überschreitung der Grundwasserschutzwerte nach dem Beurteilungszeitraum ist eine natürliche Konsequenz der Annahme eines endlichen Beurteilungszeitraums in beiden Konzepten (NL: 100 Jahre, DE: 200 Jahre).

Einfluss der Mittelung der Konzentrationen in der gesättigten Zone in den NL auf die Einbaugrenzwerte (Freisetzung/Konzentration)

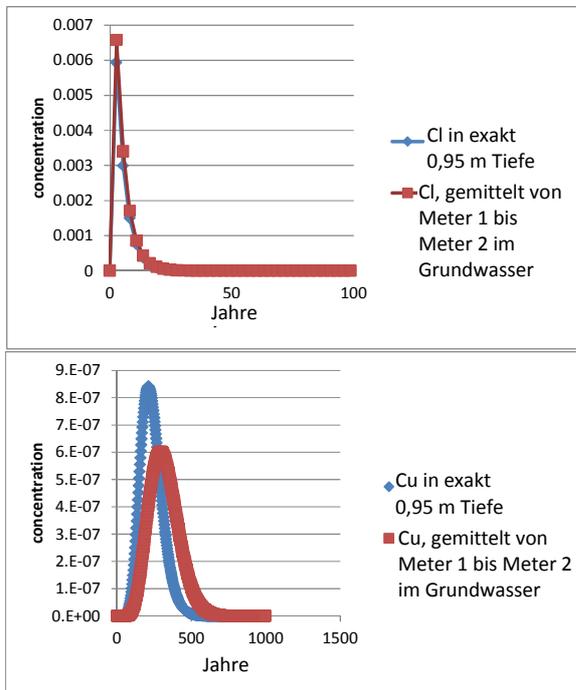
Abbildung 3.9 vergleicht den Einfluss der Mittelung der Konzentration am O.d.B. über den oberen Meter der gesättigten Zone in einer Tiefe zwischen 1 und 2 Metern nach dem niederländischen Wirkungsabschätzungskonzept mit dem deutschen Ansatz, nachdem die Grundwasserschutzwerte am O.d.B. im Sickerwasser spätestens nach einem 1 Meter Tiefe unterhalb der Bauwerksunterkante einzuhalten sind. Liegt der Grundwasserabstand genau einen Meter unterhalb der Bauwerksunterkante, sind die Grundwasserschutzwerte im Sickerwasser an der Grenzfläche zwischen der ungesättigten und gesättigten Zone einzuhalten.

Bei einem löslichen Salz wie Chlorid (obere Grafik) spielt dieser Bewertungsunterschied praktisch keine Rolle. Auch bei Stoffen, welche sehr stark retardiert werden, ist dies nicht von Bedeutung. Bei der Gruppe der moderat sorbierenden Stoffe, wie den meisten Metallen, werden durch die Mittelung in der gesättigten Zone die Peakkonzentrationen im Grundwasser gedämpft (untere Grafik, Beispiel für Kupfer, mit einer um rund 25 % niedrigeren Peakkonzentration), die bewertungsrelevante Zeitdauer bis zum Durchbruch der Konzentrationen in Höhe der Grundwasserschutzwerte wird jedoch nur geringfügig beeinflusst und die Unterschiede spielen gegenüber den zuletzt diskutierten Faktoren, wie insbesondere den Beurteilungszeiträumen, eine nur untergeordnete Rolle. Daraus lässt sich schließen, dass die Auswirkung der "Mittelung" im oberen Meter Grundwasser in einer Tiefe zwischen 1 und 2 Meter (wie im Fall der NL) nicht sehr bedeutend ist.

Die höhere effektive Transportzone für Retardierungsprozesse mit 2 Metern in den Niederlanden vs. nur 1 Meter in Deutschland wirkt sich ebenfalls in erster Linie auf moderat sorbierende Metalle wie Kupfer, Chrom und Vanadium aus. Aufgrund der "Mittelung" über den 2. Meter beträgt die effektive Tiefe, in der die Konzentrationen bewertet werden, in den NL 1,5 Meter. Sie kann im direkten Vergleich also zu maximal um den Faktor 1,5 höheren Freisetzungsgrenzwerten in den NL für mäßig mobile Metalle führen, bedingt durch das spätere Erreichen der erhöhten Konzentration am O.d.B.. Die Peak-Konzentrationen sind aufgrund der höheren Dispersion zusätzlich gedämpft.

Insgesamt ist der Einfluss des Beurteilungszeitraums wesentlich höher, als die "Mittelung" über den ersten Meter der gesättigten Zone und die zusätzliche Retardierung in der längeren Transportzone. Dies gilt insbesondere für moderat sorbierende, mäßig mobile Metalle, mit Durchbruchzeiten am O.d.B. im Bereich der Beurteilungszeiträume von 100 bis 200 Jahren. In diesen Fällen fallen Unterschiede in der Bewertung der Mobilität der Stoffe (z.B. K_d -Werte)

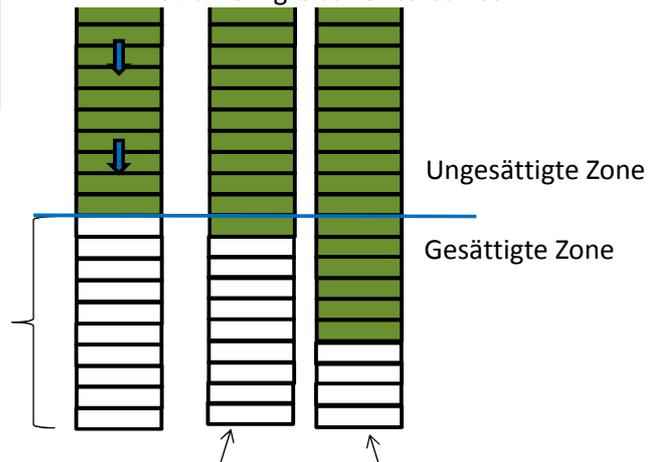
oder im Mittelungsverfahren verstärkt ins Gewicht und führen zu großen Unterschieden in den zulässigen Freisetzungsgrenzwerten.



Difference between:

Unterschied zwischen

- O.d.B. exakt in 1 m Tiefe (DE)
- O.d.B. = gemittelte Konzentration im obersten Meter der gesättigten Zone (NL)
- Fazit: kein großer Unterschied



Anfänglich großer Unterschied, später nimmt Einfluss ab

Abb. 3.9: Einfluss der Mittelung von Konzentrationen am O.d.B.. Blaue Rauten zeigen die Ergebnisse für das deutsche Wirkungsabschätzungskonzept (O.d.B.: Sickerwasser exakt 1 Meter unterhalb der Bauwerkskante), braune Quadrate für das niederländische Wirkungsabschätzungskonzept (Mittelung über den ersten Meter der gesättigten Zone).

3.3. Vergleich der Einbaugrenzwerte für die Anwendung von Bauprodukten und mineralischen Abfällen in Deutschland und in den Niederlanden

3.3.1 Vorberechnungen für den Vergleich

Die Einbaugrenzwerte für Bauprodukte und mineralische Abfälle in den NL und in DE sind nicht direkt vergleichbar:

- **Die Einbaugrenzwerte in den NL und in DE beziehen sich auf unterschiedliche Wasser- zu Feststoffraten und sind streng genommen nicht vergleichbar (WF 10 l/kg in den NL bzw. WF 2 l/kg in DE).**

- **Einbaugrenzwerte in den NL und in DE beziehen sich auf viele verschiedene Szenarien**

NL: Einbaugrenzwerte für 3 Szenarien (stoffspezifisch aber generisch für alle Produkte und mineralische Abfälle), deshalb keine Vorklassifizierung von Materialqualitäten mit Materialwerten und unterschiedlichen zulässigen Einbauweisen wie in DE:

körniges Material, alle offenen Einbauweisen, Einheit: kumulative Freisetzung in mg/kg bei WF 10 l/kg (Säulenversuch, NEN7373/NEN7383; < 4 mm, 3 Wochen Versuchsdauer)

körniges Material, alle geschlossenen Einbauweisen, Einheit: kumulative Freisetzung in mg/kg bei WF 10 l/kg (Säulenversuch, NEN7373/NEN7383; < 4 mm, 3 Wochen Versuchsdauer).

Monolithische Produkte / Festkörperprüfung, alle Einbauweisen, Trogverfahren NEN7375, Einheit: kumulative Freisetzung in mg/m² nach 64 Tagen Versuchsdauer

Deutschland: ca. 120 Einbauszenarien (verschiedene Bauwerke bzw. Einbauweisen aus dem genormten Erd-, Straßen- Wege und Schienenverkehrswegebau und 3 verschiedene Untergrundkonstellationen – ungünstiger Fall: Grundwasserabstand von 0,1 bis < 1 Meter, günstiger Fall: Grundwasserabstand > 1 Meter, Unterscheidung des günstigen Falles nach Sand- oder Schluff-/Lehm-/Tonunterlagerung, kein Einsatz bei < 0, 1 Meter Grundwasserabstand zulässig) mit bauwerks- und untergrundspezifischen medienschutzbasierten Einbauwerten, welche generisch für alle mineralischen Ersatzbaustoffe gleichermaßen gelten.

Aufgrund der bauwerks- und untergrundspezifisch differenzierten Bewertung entsprechend der Anforderung des vorsorgenden Boden-Grundwasserschutz (Gewährleistung Einhaltung GFS/Bodenvorsorge für jeden Einzelfall auf der sicheren

Seite) muss eine Vorklassifizierung der Materialqualitäten für jeden einzelnen mineralischen Ersatzbaustoff vorgenommen werden: Identifizierung regelungsrelevanter Stoffe und zu erwartender Konzentrationsverteilungen aus der statistischen Auswertung einer Vielzahl von Messdaten im WF 2-Eluat. In Abhängigkeit der Materialwerte wird die Zulässigkeit eines Materials oder einer Materialklasse in einer bestimmten Einbauweise bewertet. Zulässigkeit ist nur dann gegeben, wenn alle Materialwerte, alle medienschutzbasierten Einbauwerte eines Einbauszenarios einhalten (+/- - Einbaulisten). Für verschiedene Materialien/Materialklassen ergeben sich verschieden relevante Parameter und Materialwerte in Verbindung mit verschiedenen Zulässigkeiten:

körniges Material, verschiedene offene Einbauweisen, Einheit: kumulative Konzentration in µg/L bei WF 2 l/kg (Säulenversuch, DIN 19528; 0-32 mm, ausführliche Prüfung bis WF 4 l/kg (4 Fraktionen): Versuchsdauer: 1 Woche; für die regelmäßige Güteüberwachung / werkseigene Produktionskontrolle: kumulativer Säulenkurztest bis WF 2 l/kg, Versuchsdauer: 2-3 Tage, nach DIN 19528 oder Schütteltest nach DIN 19529)

körniges Material, verschiedene teildurchströmte Einbauweisen, Einheit: kumulative Konzentration in µg/L bei WF 2 l/kg; (Prüfung wie körniges Material, offen)

körniges Material, geschlossene Einbauweisen, Einheit: kumulative Freisetzung in µg/L bei WF 2 l/kg; (Prüfung wie körniges Material, offen)

Monolithische Produkte / Festkörperprüfung: keine Regulierung im Rahmen der geplanten Ersatzbaustoffverordnung

Ein wichtiger Unterschied bezüglich der endgültigen Entscheidung über die Zulässigkeit eines Materials in einer bestimmten Einbauweise zwischen Soil Quality Directive (NL) und der geplanten Ersatzbaustoffverordnung (DE) ergibt sich dadurch, dass in den NL alle verschiedenen Materialien (verschiedenste Bauprodukte und mineralische Abfälle mit verschiedenen Freisetzungseigenschaften), verschiedene Bauwerke (z.B. unterschiedliche Einbaumächtigkeit, Durchlässigkeit), verschiedene Bodentypen und verschiedene Grundwasserabstände mit nur drei Szenarien bzw. Freisetzungskriterien bewertet werden (offen körnig, geschlossen körnig und monolithisch). Dies bedeutet, dass Abweichungen vom Standardfall (vgl. Abb. 3.5) wie zum Beispiel andere Einbaumächtigkeit, Sickerwasserraten, Einbau in das Grundwasser oder mit verschiedenen Grundwasserabständen, etc. in der täglichen Bau- und Recyclingpraxis akzeptiert werden, mit dem großen Vorteil der Vereinfachung der Regelung im Rahmen der Soil Quality Directive (z.B. ein Parameter- und Grenzwertkatalog für alle Materialien und alle offenen Einbauweisen).

In Deutschland wird jedes Bauwerk bzw. jede Einbauweise für die verschiedenen Untergrundkonstellationen separat bewertet, basierend auf den medien-schutzbasierten Einbauwerten aus der Wirkungsabschätzung. Diese sind zwar für jedes Material in einer bestimmten Bauweise gleich, werden aber für die verschiedenen Bauwerke und Untergrundkonstellationen differenziert. Die medien-schutzbasierten Einbauwerte hängen von der Einbauweise selbst ab (u.a. Mächtigkeit, Durchlässigkeit, Sickerwasserrate), von der Bodenart (Sand oder Schluff/Lehm/Ton) und vom Grundwasserabstand (> 1 Meter oder 0,1 bis < 1 m im ungünstigen Fall, keine Einbau im Grundwasser zulässig). Die Materialwerte jedes mineralischen Ersatzbaustoffes und/oder jeder Materialklasse hängen von den statistisch erreichbaren Konzentrationswerten im *WF 2* - Eluat ab (Vorklassifizierung auf Grundlage der Messdaten) und damit sind verschiedene zulässige Einbauweisen verbunden. Dies bedeutet, dass in vielen Fällen verschiedene Materialien oder Materialklassen verschiedene Parameterkataloge und Materialwerte haben, welche mit den medien-schutzbasierten Einbauwerten und den Zulässigkeiten verknüpft und damit situationsspezifisch sind. Die Differenzierung wird dadurch erforderlich, dass die Anforderungen aus dem vorsorgenden Boden- und Grundwasserschutz in jedem einzelnen in der geplanten ErsatzbaustoffV geregelten Bauwerk einzuhalten sind, Abweichungen werden nicht toleriert. Hierdurch ergibt sich der Nachteil einer komplexeren, stark differenzierten Regelung im Rahmen der geplanten ErsatzbaustoffV (z.B. unterschiedliche Parameter- und Materialwertkataloge für verschiedene Materialien und unterschiedliche Zulässigkeiten in verschiedenen Einbauweisen).

Vorgehensweise für den Vergleich der Einbaugrenzwerte in den NL und DE:

- Auswahl der relevantesten und vergleichbaren Einbauszenarien
- Umrechnung der niederländischen Freisetzungskriterien (mg/kg bei *WF 10* l/kg) in Konzentrationen in µg/l bei *WF 2* l/kg anhand der Kappa-Funktionen (siehe Formel in 3.2.1 und Verschoor et al., 2006).

Vergleichbare Einbauszenarien:

Besonders marktrelevante und aufgrund hoher Anforderungen limitierte Einbauweisen in Deutschland sind offene Einbauweisen unter ungebundener Deckschicht für den günstigen Fall Sand mit einem Grundwasserabstand von > 1 Meter und Einbauweisen im ungünstigen Fall eines Grundwasserabstands zwischen 0,1 und 1 Meter. Geschlossene Bauweisen in DE und in den NL können direkt miteinander verglichen werden, weil hier auch in DE keine Differenzierung vorgenommen wird.

Für Salze, bei welchen die medienschutzbasierten Einbauwerte zusätzlich von der Mächtigkeit des Einbaus abhängen, wurden die relevanten Einbauweisen Tragschichten ohne Bindemittel bis 0,5 m Mächtigkeit und Verfüllungen von Baugruben > 0,5 Meter Mächtigkeit unter offenen Deckschichten für den Vergleich ausgewählt.

Umrechnung der niederländischen Freisetzungskriterien in WF 10-Eluaten in Konzentrationen bei WF 2

Die Umrechnung der Freisetzungsgrenzwerte in mg/kg bei WF 10 l/kg (NL) in die kumulative Konzentration in µg/l bei WF 2 l/kg (DE), basiert auf einer einfachen Umrechnung des Integrals der Formel in Kapitel 3.2.1 mit der Standard-Einbaumächtigkeit von 0,5 m, der jährlichen Standardsickerwasserate von 300 mm/Jahr und der Schüttdichte von 1550 kg/m³. Die Kappa-Werte sind stoffspezifisch und in Verschoor et al. (2006) genannt. Für diese Berechnungen wurden die originalen Datenfiles aus der niederländischen Wirkungsabschätzung für die Soil Quality Directive verwendet.

Es ist zu beachten, dass es sich hierbei um eine generische Funktion handelt, die für alle Materialien in der niederländischen Soil Quality Directive gleichermaßen gilt und daher materialspezifische Unterschiede (unterschiedliche Bindungsformen, Freisetzungseigenschaften, etc.) ignoriert.

3.3.2 Ergebnisse – Vergleich der Einbaugrenzwerte in Deutschland und in den Niederlanden

Abbildung 3.10 vergleicht die Freisetzungsgrenzwerte für *offene Einbauweisen* in den Niederlanden (umgerechnet auf kumulative Konzentrationen bei WF 2 l/kg in µg/l) und in Deutschland (kumulative Konzentrationen bei WF 2 l/kg in µg/l), exemplarisch für die besonders relevanten und vergleichbaren deutschen Einbaukonstellationen: günstig Sand, Grundwasserabstand > 1 Meter und ungünstiger Fall: Grundwasserabstand 0,1 bis 1 Meter.

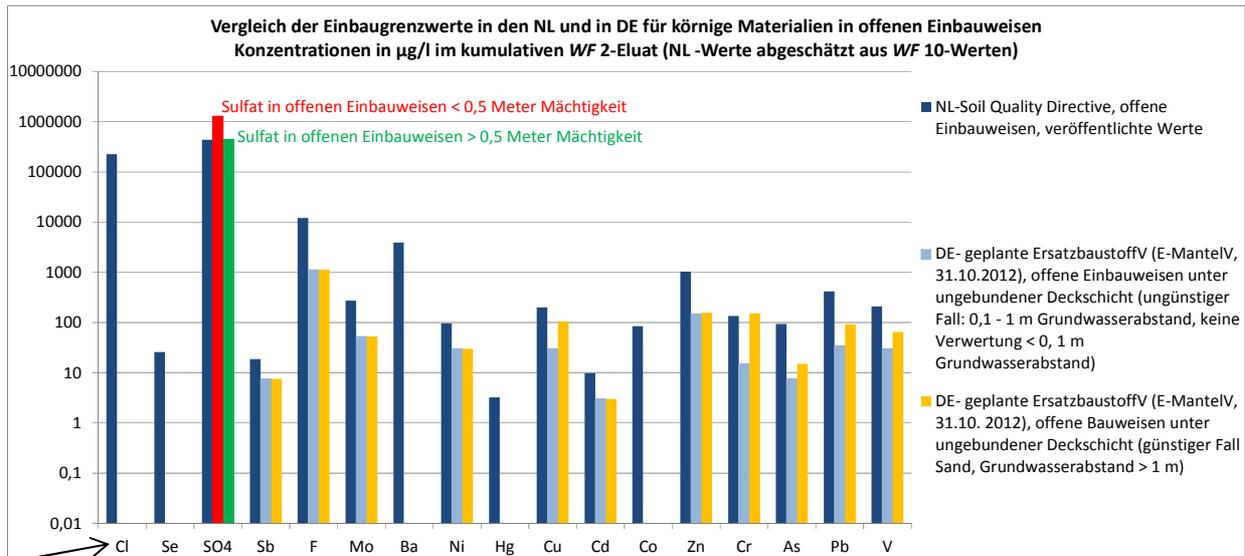
Abbildung 3.11 vergleicht die Einbaugrenzwerte für *geschlossene Einbauweisen*: Es ist zu beachten, dass in Deutschland keine Wirkungsabschätzung für geschlossene Bauwerke/Einbauweisen durchgeführt wird (keine medienschutzbasierte Modellierung)¹. Per

¹ Hinweis: Z. B: Straßendämme mit Asphaltdecke oder Lärmschutzwälle mit technischen Sicherungsmaßnahmen sind keine geschlossenen sondern teildurchströmte Bauweisen. Für diese teildurchströmten Bauweisen wurde im Rahmen der Wirkungsabschätzung zunächst die hydraulische Durchströmung mit numerischen Modellen berechnet. Eine teilweise Umströmung der relevanten Einbausichten mit mineralischen Ersatzbaustoffen kann zu einer verringerten durchschnittlichen Sickerwasserate und zu Verdünnungsfaktoren führen, die die entlang des Bauwerksunterkante gemittelten Sickerwasserkonzentrationen reduzieren (siehe Grathwohl & Susset, 2011).

Konvention werden durch das BMUB in Deutschland im Allgemeinen alle regulierten mineralischen Ersatzbaustoffe bzw. Materialqualitäten in geschlossenen Bauwerken/Einbauweisen akzeptiert, wenn keine Sickerwasser zu erwarten ist (z. B. Kernbauwerke unter Asphaltdeckschicht oder unter Pflastersteinen mit bituminösen wasserdichten Fugen, etc.). Die Einbaugrenzwerte für geschlossene Bauweisen werden in DE wie folgt festgelegt: Bei Materialien mit hohen Konzentrationen in *WF 2*-Eluaten, welche eine Verwendung in offenen und/oder teildurchströmten Bauwerken nicht gestatten, werden die Materialwerte an die 90. Perzentilwerte der Konzentrationsverteilungen in kumulativen *WF 2*-Eluaten orientiert. Die Zulässigkeit eines solchen Materials/Materialklasse beschränkt sich ausschließlich auf geschlossene Bauweisen. Für den Vergleich in Abbildung 3.11 mit den Freisetzungskriterien für geschlossene Bauweisen in den NL wurden für jeden Stoff jeweils der höchste Materialwert aller regulierten mineralischen Ersatzbaustoffe ausgesucht und angegeben.

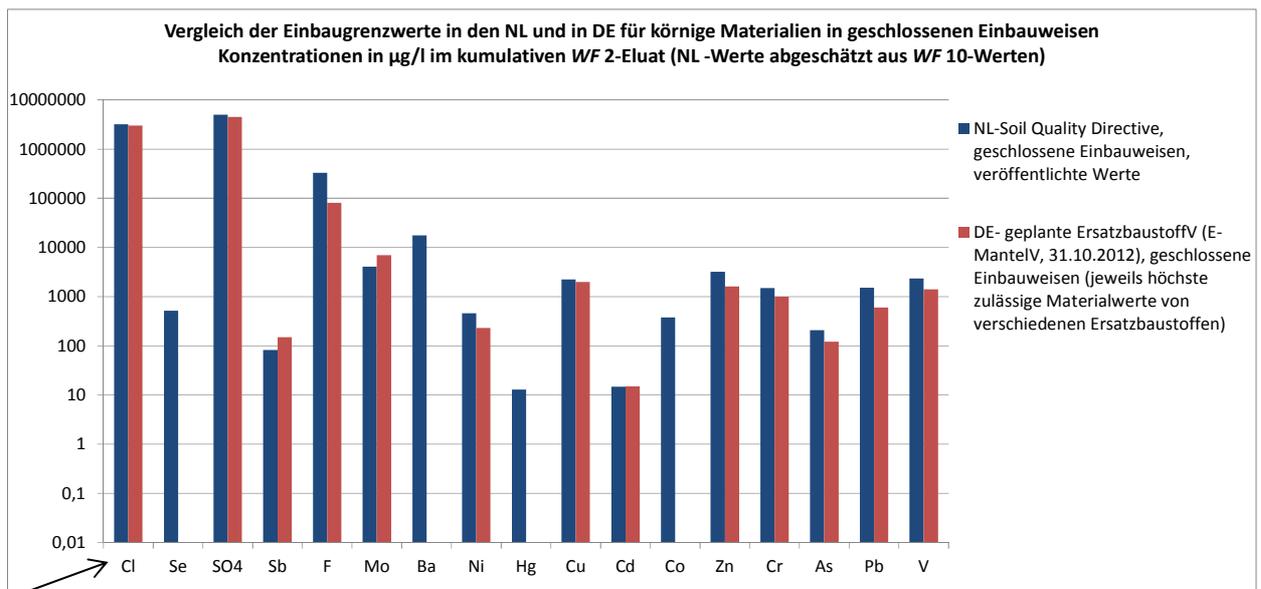
In den NL wurden auch geschlossene Einbauweisen mit einer jährlichen „Restsickerwasserrate“ von 6 mm/Jahr (gegenüber 300 mm/Jahr für offene Anwendungen) im Rahmen der Wirkungsabschätzung modelliert und mit einem generischen Parameterkatalog und Grenzwertsatz für alle geschlossene Einbauweisen und alle Bauprodukte bzw. mineralische Abfälle bewertet.

Abbildung 3.12 vergleicht die niederländischen und deutschen Freisetzungsgrenzwerte bezogen auf die kumulativen Konzentrationen in *WF 2*-Eluaten für die oben erläuterten Einbauszenarien, ausgedrückt in Quotienten (Faktor zwischen NL und DE-Einbaugrenzwert).



DE: keine Ersatzbaustoffe mit Chlorid-Freisetzungen in offenen Einbauweisen

Abb. 3.10: Vergleich der niederländischen und deutschen Einbaugrenzwerte in µg/L bezogen auf das kumulative WF 2-Eluat für offene Einbauweisen.



DE: Cl-Wert von HMVA in geschlossenen Einbauweisen und im Straßendamm mit gebundener Deckschicht

Abb. 3.11: Vergleich der niederländischen und der deutschen Einbaugrenzwerte in µg/L bezogen auf das kumulative WF 2-Eluat für geschlossene Einbauweisen.

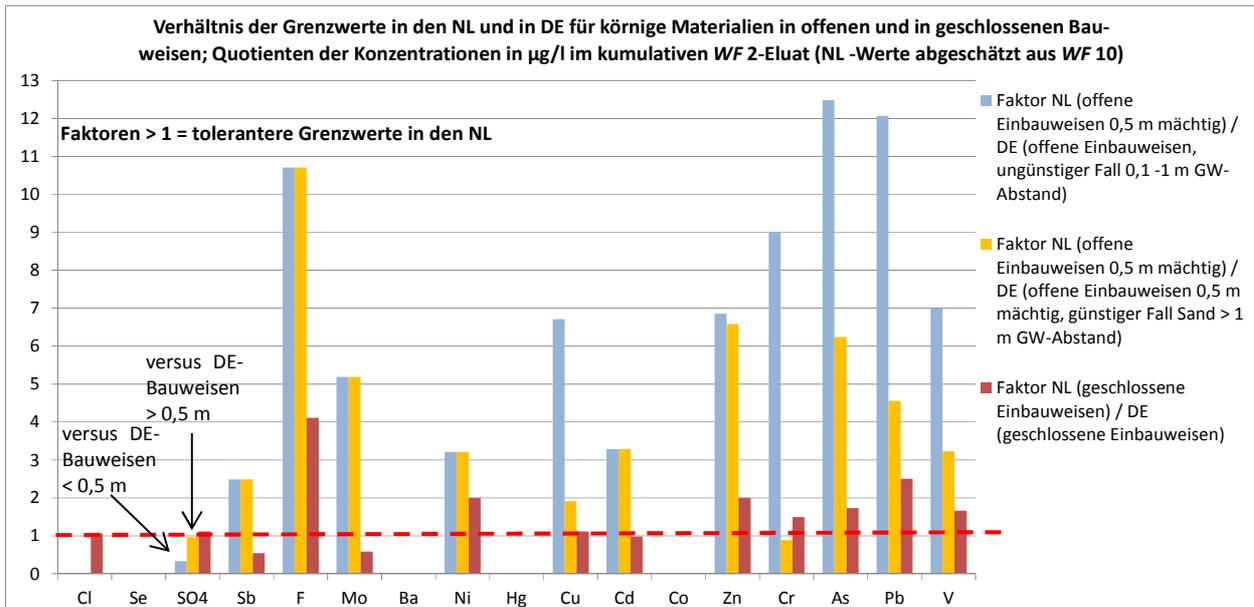


Abb. 3.12: Quotienten aus den niederländischen und deutschen Einbaugrenzwerten für alle Einbauszenarien

Schlussfolgerung aus dem Vergleich der Einbaugrenzwerte in DE und in den NL

Körniges Material, offene Einbauweisen:

Die niederländischen Freisetzungsgrenzwerte für offene Einbauweisen umgerechnet auf die kumulative Konzentration bei WF 2 l/kg sind um den Faktor von 3 bis 12 toleranter als die deutschen Einbaugrenzwerte.

Eine Ausnahme bildet der Einbaugrenzwert von Sulfat in Bauwerken mit mittlerer Mächtigkeit < 0,5 Meter, mit um den Faktor 3 toleranteren Einbaugrenzwerten in DE. Für Bauwerke > 0,5 Meter sind die Einbaugrenzwerte von Sulfat in den Ländern nahezu identisch.

Körniges Material, geschlossene Einbauweisen:

Die niederländischen Freisetzungsgrenzwerte für geschlossene Bauwerke/Einbauweisen sind bis um Faktor 5 toleranter als die deutschen Einbaugrenzwerte. Nahezu identisch sind die Einbaugrenzwerte für Chlorid, Sulfat, Kupfer und Cadmium.

Zwei Ausnahmen bilden Molybdän im Einzelfall von Steinkohleflugaschen mit um den 1,7 toleranteren Einbaugrenzwerten in DE und für den Einzelfall von Hausmüllverbrennungsaschen der Materialklasse 2 mit um den Faktor 2 toleranteren Einbaugrenzwerten von Antimon in Deutschland. Es ist zu beachten, dass diese Einbaugrenzwerte in DE nicht durch eine medienschutzbasierte Wirkungsabschätzung abgeleitet wurden. Die Molybdän- und Antimon-Werte entsprechen den 90. Perzentilwerten der gemessenen Konzentrationsverteilungen in kumulativen WF 2-Eluaten von Steinkohleflugaschen bzw. Hausmüllverbrennungsaschen.

3.4. Wesentliche Faktoren für unterschiedliche Einbaugrenzwerte in Deutschland und in den Niederlanden

Im Rahmen dieses Projektes wurden folgende wesentliche Faktoren für die Unterschiede der Einbaugrenzwerte in DE und in den NL identifiziert:

- Nur 3 "generische" Szenarien in den NL gegenüber mehr als 120 "situationspezifischen" Bewertungen in Deutschland. Viele der Einbauszenarien in DE sind wesentlich strenger bewertet als die generischen Szenarien in den NL. Eine vereinfachte generische Betrachtung in der Soil Quality Directive wird dadurch ermöglicht, dass in der Einbaupraxis Abweichungen von den generischen Szenarien bezüglich der Einbaumächtigkeit, des Abstands zum Grundwasser (bis hin zum Einbau in das Grundwasser), etc. akzeptiert werden.
- Quelltermfunktionen mit einem konstanten Quellterm für Metalle (kumulative Konzentration bei $WF\ 2\ l/kg$) in DE gegenüber WF - bzw. Zeit-abhängigem Freisetzungverhalten in den NL. Die Berücksichtigung des zeitlichen Abklingverhaltens in der Wirkungsabschätzung der NL ist zwar grundsätzlich eine strengere Methode für die Bewertung des Quellterms (weil die Konzentrationen der Stoffe ($C_{WF\ 0,1}$ vs. $C_{WF\ 2}$) anfangs höher liegen und nahezu der Peakwert die Grundwasserschutzwerte einhalten muss, wenn der Durchbruch innerhalb des Beurteilungszeitraumes stattfindet). Der Einfluss der Quelltermdefinition auf die Einbaugrenzwerte in DE und in den NL ist im Vergleich mit anderen Faktoren aber vergleichsweise klein, denn die unterschiedlichen Quelltermdefinitionen wirken sich nur auf diejenigen relativ mobilen Stoffe aus, die innerhalb des Beurteilungszeitraumes durchbrechen. Dies sind einige vergleichsweise mobile Metalle. Dieser Unterschied ergibt sich außerdem nur dann, wenn die sonstigen Randbedingungen (Grundwasserschutzwerte, Bodenschutzwerte, Transportstrecke, Beurteilungszeitraum) identisch wären. Insgesamt zeigen die Ergebnisse dieser Studie, dass die verbleibenden relevanten Auswirkungen der Quelltermdefinitionen durch andere, wesentlich wichtigere Faktoren, wie die unterschiedlichen Beurteilungszeiträume (siehe unten) und die Differenzierung unterschiedlicher Einbauweisen in DE und hier insbesondere der ungünstige Fall (< 1 Meter bis 0, 1 Meter Grundwasserabstand) (siehe unten) aufgehoben/ausgeglichen. Für hochmobile Salze und stark sorbierende Metalle spielt die Quelltermdefinition praktisch keine Rolle. Bei beiden Konzepten steigen die Konzentrationen von moderat bis gering mobilen Stoffen nach dem Beurteilungszeitraum über die

Grundwasserschutzwerte an, wenn Quellen konstant bleiben (DE) oder langsam Abklingen (NL).

- Beurteilungszeiträume von 100 Jahren in den NL vs. 200 Jahren in DE; Hierbei handelt es sich nach Einschätzung der Autoren um einen der ganz wesentlichen Einflussfaktoren für die Unterschiede zwischen den Einbaugrenzwerten in DE und in den NL (vgl. auch Verschoor et al., 2006).
- Effektive Transportstrecke bzw. Mächtigkeit der Bodenzone, die für Retardation / Verdünnung (NL) berücksichtigt werden kann, von 2 Meter in den NL vs. 1 Meter in DE; Dieser Faktor ist für sich genommen vergleichsweise unwichtig, weil dieser zu einer maximalen Verschiebung der Durchbruchkurven um den Faktor 1,5 und maximal um den Faktor 1,5 höheren Freisetzungsgrenzwerten in den NL für mäßig mobile Metalle führen kann, wenn die restlichen Randbedingungen gleich bleiben. In Verbindung mit dem Beurteilungszeitraum, kann diese Verschiebung der Durchbruchzeit um Faktor 1,5, (z. B. Durchbruch in 80 oder 120 Jahren, bei einem Beurteilungszeitraum von 100 Jahren in den NL ausschlaggebend) die Unterschiede bei den Einbaugrenzwerten allerdings massiv erhöhen.
- Die Unterscheidung eines ungünstigen Falles in Deutschland; Liegt der Grundwasserabstand zwischen 0,1 und 1 m, wird nach dem deutschen Konzept keine Wirkungsabschätzung vorgenommen, weil eine Berücksichtigung der Rückhaltewirkung im Boden bei Untergrundkonstellationen < 1 Meter (z.B. Retardation über z.B. 50 cm) nicht zulässig ist. Eine Verwertung ist im ungünstigen Fall deshalb nur dann zulässig, wenn die kumulative Konzentration bei WF 2 die GFS bzw. den Bezugsmaßstab (methodenspezifischer Hintergrundwert) multipliziert mit dem Faktor 1,5 direkt einhält. Der Einbau eines mineralischen Ersatzbaustoffes bei einem Grundwasserabstand von weniger als 0,1 m oder im Grundwasser ist nicht gestattet (in den NL sind dagegen Abweichungen vom oben beschriebenen Modell-Standardfall zur Grenzwertableitung bis hin zum Einbau im Grundwasser zulässig, weil in der Einbaupraxis nicht zwischen verschiedenen Grundwasserabständen / Einbau innerhalb des Grundwassers unterschieden wird).

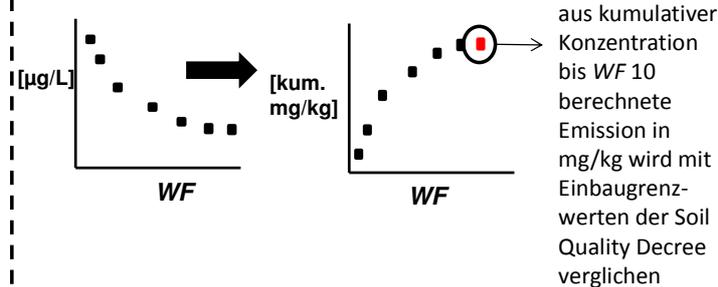
3.5. Bewertung von Bauprodukten und mineralischen Abfällen im Rahmen der Güteüberwachung in Deutschland und den Niederlanden

Anhand eines Vergleichs der Bewertungsverfahren und der Güteüberwachungssysteme in beiden Ländern wird verdeutlicht, wie die Messergebnisse aus den Elutionsversuchen angewendet werden. Grundsätzlich fallen die "Wirkungsabschätzung" und Grenzwertableitung nicht in den Aufgabenbereich der Normung von Labormethoden.

Dennoch muss der Zusammenhang zwischen Messergebnis einer Prüfmethode und der Wirkungsabschätzung und damit der Einstufung eines Materials im Rahmen einer Umweltbewertung im Rahmen der Labormethodenentwicklung verstanden werden. Schließlich basieren darauf die Erwartungen der Mitgliedsstaaten an die Normungsinstitutionen bezüglich der Festlegung von Randbedingungen bzw. Testbedingungen für die Prüfmethoden. Abbildung 3.13 gibt einen vergleichenden Überblick.

Bewertung / Güteüberwachung in den NL

NL: NEN 7373 ausführlicher SV 7 Fraktionen (WF 0,1, 0,2, 0,5, 1, 2, 5, 10) und NEN 7383 vereinfachter SV (Fraktionen bis WF 1 und WF 1-10)

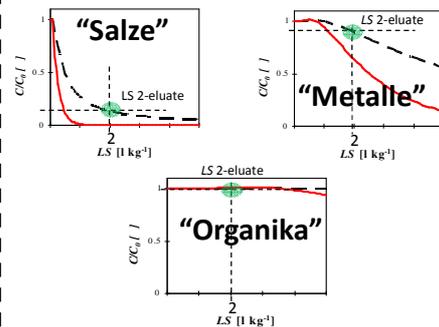


Güteüberwachung:

- NEN 7373 (ausführlicher Säulenversuch) als Referenzverfahren;
- für werkseigene Produktionskontrolle: NEN 7383 (vereinfachter Säulenversuch), Konzentrationen in 2 Fraktionen (bis WF 1 und WF 1 – 10) werden gemessen und Emission berechnet;
- 19 Anorganika (Organika-Bewertung aufgrund Feststoffgehalten)
- Statistische Bewertung („Kappa-Ansatz“) limitiert die Untersuchungshäufigkeit und -umfang der Substanzen für Analyse

Bewertung / Güteüberwachung in DE

DE: DIN 19528 ausführl. SV (WF: 0,3, 1, 2, 4) und Kurztest kumulativ WF 2 – Konz. (SV/Batch)



Güteüberwachung:

- DIN 19528 (ausf. SV) als Referenzverfahren; Eignungsnachweis (einmalig) und erweiterte Fremdüberwachung (2/Jahr): ausführlicher SV, Untersuchungsumfang: 17-24 Parameter
- Regelmäßige Fremdüberwachung (4/Jahr) und Produktionskontrolle (1/Monat): reduzierter materialspezifischer Untersuchungsumfang (ca. 8 Parameter) im kumulativen WF-2-Eluat

Abb. 3.13: Vergleich der niederländischen und deutschen Bewertungs- und Güteüberwachungsverfahren und der Bedeutung der Elutionsmethoden

In beiden Ländern werden Säulenversuche in einem Upflow-Modus als ausführliche Prüfung für die grundlegende Charakterisierung (Eignungsnachweis) festgelegt (Beprobung und Analyse der Eluat-Fraktionen bei WF 0,3, 1, 2, und 4 l/kg in Deutschland und bei WF 0,1, 0,2, 0,5, 1, 2, 5 und 10 l/kg in den Niederlanden).

Für die werkseigende Produktionskontrolle (regelmäßige Güteüberwachung, z.B. monatlich) in Deutschland wird ein Säulenkurztest für die Übereinstimmungsuntersuchung durchgeführt, indem das wässrige Eluat bis WF 2 l/kg in einer Fraktion gesammelt und analysiert wird. Diese kumulative Konzentration im WF 2-Eluat des Säulenkurztests nach DIN 19528 (2009) stellt eine gemittelte Konzentration dar, welche zwischen der anfänglich höheren Konzentration und der mittelfristig niedrigeren Konzentration oder (im selteneren Fall) mittelfristig höheren Konzentration liegt. Bezogen auf in der Praxis häufige Einbauweisen in technischen Bauwerken entspricht WF 2 l/kg mittleren Zeitskalen im Feld von einigen Jahren bis einigen Jahrzehnten (je nach Mächtigkeit der Einbauweise und Sickerwasserrate, etc.). In

den meisten Fällen sinkt die Konzentration im Laufe der Zeit ab, die Höhe der *WF 2* - Konzentration wird maßgeblich durch die initial hohen Freisetzungen dominiert.

Ein Unterschied zwischen dem deutschen und den niederländischen Bewertungs-/Güteüberwachungsverfahren ergibt sich insbesondere dadurch, dass in Deutschland für die Entscheidung über „pass and fail“ eines Materials, die durch i.d.R. erhöhte Anfangskonzentrationen dominierte kumulative Konzentration bei *WF 2* (in Deutschland, so genannte Materialwerte oder Zuordnungswerte) mit den Einbaugrenzwerten verglichen wird. Mögliche langfristige Freisetzungen ($> WF 2$) spielen deshalb keine dominante Rolle in der deutschen Risikobewertung. Ein Material das mit *WF 2* - Konzentration beurteilt wird „fällt“ auch in Anbetracht der konservativeren Einbaugrenzwerte bereits aufgrund der hohen Anfangskonzentrationen „durch“ die Prüfanforderungen und nicht aufgrund der langfristigen Freisetzungen. Ein möglicher Konzentrationsanstieg oder ein Rückgang der Konzentration nach *WF 2*, liegt daher außerhalb des "Betrachtungsbereichs" des deutschen DIN-Prüfverfahrens und der Umwelt-Wirkungsabschätzung, da im Grenzwertableitungskonzept nach *WF 2* eine konstant (hohe) Konzentration (worst-case) angenommen wird.

Möglicher Konzentrationsanstieg nach längeren Zeiträumen bzw. oberhalb *WF 2*: Es gibt bestimmte reaktive Materialien, welche im Lauf der Zeit einen Konzentrationsanstieg aufweisen können (z. B. Erhöhung der Konzentrationen von Vanadium im Sickerwasser von Müllverbrennungsaschen). In verschiedenen deutschen Forschungsprojekten wurde anhand einer Vielzahl von Säulen- und Lysimeterversuchen nachgewiesen, dass trotz seltener Konzentrationsanstiege, die Konzentrationen bei *WF 2* (z.B. *WF 2*- Säulenkurztest) bereits ein Niveau erreicht haben, so dass die relevanten Parameter in relevanter Konzentration bestimmt und die Materialien sicher beurteilt werden konnten (da die initiale Freisetzung hoch genug ist, steigen die Konzentrationen schon nach *WF 1* stark an und werden mit den vergleichsweise konservativen also niedrigen Grenzwerten in DE verglichen). Details finden sich in Grathwohl & Susset (2011).

Der Bewertungsansatz in DE kann insbesondere aufgrund der Annahme, dass hohe Anfangskonzentrationen über die Zeit konstant bleiben, als vergleichsweise „konservativ“ betrachtet werden. In den NL wird ein (stoffspezifischer) Konzentrationsabfall des Quellterms über die Zeit berücksichtigt (Kappa-Modellansatz). Dieser Ansatz unterstellt, dass eine Überschreitung der Boden- und Grundwasserkriterien am Ort der Beurteilung nach dem Beurteilungszeitraum (vgl. Abb. 3.8) temporär ist und so durch den Gesetzgeber leichter akzeptiert werden kann.

Im niederländischen Bewertungs- und Güteüberwachungsverfahren wird eine kumulative Konzentration bei *WF 10* L/kg (ausgedrückt als insgesamt freigesetzte Masse pro Kilogramm

Material in der Summe von 7 Fraktionen) mit den Grenzwerten der Soil Quality Directive verglichen. Für die laufende werkseigene Produktionskontrolle ist es aus Praktikabilitätsgründen nach NEN 7383 auch zulässig, die Konzentrationen nur in den Teilfraktionen bis WF 1 L/kg und von WF 1 bis 10 L/kg zu analysieren und aus den Konzentrationen die Emission in mg/kg zu berechnen.

Ein Missverständnis besteht in der verbreiteten Auffassung, dass das NL-Bewertungssystem neben den toleranteren Einbaugrenzwerten (vergleiche Abb. 3.12) auch die Materialien im Rahmen der Güteüberwachung noch toleranter beurteilt als in DE, weil die bis WF 10 kumulierte Freisetzung zwischen den anfänglichen hohen Konzentrationen und den längerfristig üblicherweise geringeren Konzentrationen mittelt. Diese Mittelung wäre tatsächlich wesentlich toleranter, wenn die Bewertung im Rahmen der Güteüberwachung und die Wirkungsabschätzung auf einer über die Zeit bis WF 10 gemittelten konstanten Konzentration basieren würde. In den NL basieren die generischen Freisetzungskriterien aus der Wirkungsabschätzung jedoch nicht auf einer konstanten im WF -Bereich zwischen L/S 0 und 10 gemittelten Konzentration, sondern auf einem Quellterm mit einer hohen anfänglichen Konzentration C_0 bei WF 0,1 (siehe Abbildung 3.4), die zwischen WF 0,1 und 10 gemäß dem stoffspezifischen Kappa-Ansatz abklingt (siehe Abbildung 3.4). Diese generische Funktion für die Wirkungsabschätzung wird über den Wert in mg/kg bei WF 10 ausgedrückt (das könnten auch andere WF sein). Die Festlegung bei WF 10 bedeutet keinen Unterschied für den Wert C_0 , und daher auch keinen Unterschied bzgl. der Übereinstimmung der Produkte mit Grenzwerten aufgrund von Verdünnungseffekten, etc.. Dies bedeutet auch, dass für die Bewertung in der Güteüberwachung von Materialien in der Soil Quality Directive, das exakte Konzentrationsverhalten über die Zeit bzw. bis WF 10 streng genommen nicht wichtig ist, da lediglich die kumulative Freisetzungsmenge in mg/kg zur Bewertung herangezogen wird, und man annimmt, dass sich die Stofffreisetzung bzw. die Form des Quellterms gemäß dem generischen Kappa-Modell (vgl. Absatz 3.2.1) verhält. Selbstverständlich kann für einzelne Produkte das zeitabhängige Konzentrationsverhalten vom Kappa-Ansatz abweichen (siehe auch unten). Zudem kann die Anfangskonzentration, die im Säulenversuch gemessen wird, höher oder niedriger sein, als der angenommene Wert von C_0 .

Die Motivation zur Entwicklung der NEN 7373 mit 7 Einzelfractionen (und der NEN 7383 mit einer Mischfraktion aus WF 1 und WF 10 für Routinetest in der laufenden Produktionskontrolle) in den NL war es, mit NEN 7373 einen ausführlichen Säulenversuch zur Basischarakterisierung („basic characterization test“) zu entwickeln, welcher auch für spezifische Fragestellungen angewendet werden kann. An dieser Stelle wird betont, dass

parallel zur generischen Wirkungsabschätzung in den NL, auch "spezifische" Wirkungsabschätzungen im Einzelfall mit dem genannten Säulenversuch durchgeführt werden. Ein neues oder spezielles Material, das auf den Markt gebracht werden soll, oder unter einem spezifischen Belastungsverdacht seitens der Regulatoren steht, sollte ausführlich mit allen 7 Fraktionen nach NEN 7373 geprüft werden. Das Freisetzungsverhalten, das im Test gemessen wird, informiert über den Freisetzungsmechanismus und gibt Antworten darauf, ob der Stoffaustrag kurzfristig ist (z. B. Abklingen schon nach wenigen Fraktionen), über die Versuchszeit konstant bleibt oder sich als Funktion von *WF* erhöht. Die Ergebnisse haben im Falle eines kurzfristigen Stoffaustrages informativen Charakter für den Hersteller, dahingehend, dass dieser Maßnahmen ergreifen kann, welche schließlich zu einer verbesserten Akzeptanz eines Produkts führen können. Insbesondere im Fall eines langfristigen Konzentrationsanstiegs können jedoch weitere Untersuchungen erforderlich sein, auch wenn das Produkt die Grenzwerte der Soil Quality Directive auf der Grundlage eines kumulativen Konzentrations- bzw. Freisetzungswertes bei *WF* 10-Werts erfüllt. Beispiele für Produkte, die kürzlich in den NL den letzteren Weg gegangen sind, sind bestimmte Arten von feinen Stahlwerksschlackengranulaten in Teichen und auf Parkplätzen, sowie in Kunstrasenbelägen (Gummifüllungen) auf Fußballplätzen.

4. Schlussfolgerungen

Wirkungsabschätzung Boden/Grundwasser in Deutschland und den Niederlanden

- Die gemeinsamen Ziele zum Schutz von Boden und Grundwasser sowie die Grundprinzipien der Wirkungsabschätzung in Deutschland und den Niederlanden sind ähnlich.
- Es gibt nahezu Übereinstimmungen und wenige (im Einzelnen aber auch deutliche) Unterschiede in der absoluten Konzentration der Boden- und Grundwasserschutzwerte (Vorsorgewerte, Schwellenwerte, maximale Anreicherung). Für das Grundwasser sind die absoluten Konzentrationen zur Beurteilung des Schutzniveaus relativ ähnlich.
- Den größten Einfluss auf die Freisetzungs- und Einbaugrenzwerte haben die „fachpolitischen Konventionen“, bedingt durch verschiedene Boden- und Grundwasserschutzphilosophien (Beurteilungszeiträume mit nur 100 Jahren in NL bzw. 200 Jahren in DE, Mächtigkeiten der Bodenhorizonte, die für die Retardationsprozesse berücksichtigt werden dürfen, von 2 Meter in NL und nur 1 Meter in DE, kritischer Fall < 1 Meter wird nur in Deutschland unterschieden). Demgegenüber spielen die Unterschiede in den Modellierungskonzepten eine nur untergeordnete Rolle.
- Auch wenn ein Boden- oder Grundwasserschutzwerte in verschiedenen Mitgliedsstaaten gleich ist, können sich die daraus abgeleiteten Freisetzungs- und Einbaugrenzwerte aufgrund unterschiedlicher Orte der Beurteilung und / oder Beurteilungszeiträume und /oder Modellansätze, etc., sehr stark unterscheiden

Freisetzungs- und Einbaugrenzwerte für Bauprodukte in Deutschland und den Niederlanden

- Die niederländischen Freisetzungs- und Einbaugrenzwerte sind allgemein toleranter als die konservativen deutschen Materialwerte bzw. medienschutzbasierten Einbaugrenzwerte.
- Offene Bauweisen, körnige mineralischen Ersatzbaustoffen: Die niederländischen Grenzwerte (Freisetzungsgrenzwerte) sind um Faktor 3 bis 12 höher bzw. toleranter als die im Rahmen der Ersatzbaustoffverordnung geplanten deutschen Grenzwerte (Materialwerte), mit einer Ausnahme: der Sulfatwert für den Einzelfall dünner Einbauschichten < 0,5 Meter ist in Deutschland um den Faktor von ca. 2 höher bzw. toleranter als in den NL, die Sulfatwerte der restlichen Einbauszenarien sind vergleichbar.

- Geschlossene Bauweisen, körnige mineralischen Ersatzbaustoffen: Die niederländischen Freisetzungsgrenzwerte für geschlossene Bauwerke sind um Faktor 0,5 bis 5 toleranter als die deutschen Materialwerte, mit zwei Ausnahmen: rein statistisch für geschlossenen Bauweisen festgelegte Materialwerte in DE von Molybdän für Steinkohleflugaschen und Antimon für die ungünstigste Materialklasse der Hausmüllverbrennungsaschen.

Bewertungs/ und Güteüberwachungsverfahren in Deutschland und den Niederlanden

- In Deutschland wird die kumulative Konzentration ($\mu\text{g/L}$) bei *WF 2* mit dem Grenzwert (Materialwert) verglichen.
- In den Niederlanden wird die kumulative Freisetzung bei *WF 10* (mg/kg) mit dem Grenzwert (Freisetzungsgrenzwert) verglichen.
- *WF 2* mittelt zwischen anfänglich i.d.R. hohen Konzentrationen und üblicherweise mittelfristig geringeren Konzentrationen, *WF 10* mittelt zwischen i.d.R. anfänglich hohen Konzentrationen und üblicherweise langfristig geringeren Konzentrationen. Die tendenziell niedrigeren Konzentrationen bei *WF 10* stehen jedoch durch den Kappa-Ansatz immer in Beziehung zu den anfänglich hohen generischen Standardkonzentrationen, von welchen die Freisetzungsgrenzwerte abgeleitet werden.
- In Deutschland spielt die langfristige Freisetzung oberhalb *WF 2* keine wichtige Rolle bei der Bewertung, da in der Praxis der Güteüberwachung beim Vergleich der im kumulativen *WF 2*-Eluat gemessenen Konzentration mit den Materialwerten, ein Material ggf. bereits aufgrund der i.d.R. erhöhten Anfangskonzentration „durchfällt“, und nicht erst durch die langfristige Freisetzung. Die Wirkungsabschätzung mit der der Grenzwert berechnet wird, basiert auf einem Beurteilungszeitraum von 200 Jahren und nimmt für Metalle und Organika eine während des gesamten Beurteilungszeitraumes konstante Quelle an, was i.d.R. den „worst-case“ darstellt.
- Hauptgrund für die Wahl einer Prüfung in 7 Faktionen bis *WF 10* in den NL ist die Sammlung von Erfahrung und Wissen darüber, wie sich die Stofffreisetzung verschiedener Produkte über die Zeit bzw. als Funktion von *WF* entwickelt. *WF 10* ist ein Wert, der für viele Anwendungen in den NL innerhalb eines Zeitraums von Jahrzehnten erreicht wird. Die Informationen aus dieser Basischarakterisierung können später für generische aber auch spezifische Wirkungsabschätzungen verwendet werden. Beispielsweise sind „spezifische“ Risikobewertungen für spezielle oder neue Materialien notwendig, welche auf den Markt gebracht werden sollen, oder für Produkte/Szenarien, für die ein spezifischer Belastungsverdacht seitens der

Regulatoren besteht. In diesen Fällen sollen die Produkte mit allen 7 Fraktionen gemäß NEN7373 geprüft werden. Das Konzentrationsmuster, das aus dem Test abgeleitet wird, informiert über Freisetzungsmechanismen und beantwortet die Frage, ob die beobachtete Freisetzung kurzfristig ist (z. B. Abklingen schon nach wenigen Fraktionen), über den gesamten *WF*-Bereich (und möglicherweise darüber hinaus) konstant bleibt oder sich als Funktion von *WF* erhöht. Für die laufende Produktionskontrolle wird derselbe Test (NEN7373) mit weniger Fraktionen (NEN7383) durchgeführt (Messung der Fraktion bis *WF* 1 und der Fraktion bis *WF* 10). Beide Tests werden bis *WF* 10 durchgeführt und liefern dieselben Ergebnisse.

- Für die obige Verwendung des niederländischen Tests ist eine Einstellung des lokalen Gleichgewichtes wichtig.
- In Deutschland werden für die Basischarakterisierung 4 Fraktionen bis *WF* 4 gesammelt und gemessen (*WF*-Fraktionen: 0,3, 1,0, 2,0, 4,0). Für spezifische Fragestellungen können gemäß DIN 19528 auch höhere *WF* gewählt werden.

5. Technische Anforderungen des geplanten EU-Säulenversuchs (CEN TC 351 TS-3), Optionen für Normungs- und Regulierungsfragen

Technische Anforderungen

Wie nachfolgend beschrieben, sind die technischen Anforderungen an den Säulenversuch TS-3, welche die NL und DE für ihre Wirkungsabschätzung benötigen, ähnlich:

- Ein Laborsäulenversuch im Upflow-Perkolationsmodus sollte möglichst für alle körnigen Bauprodukte geeignet sein.
- Der Säulenversuch sollte so gestaltet sein, dass die Testergebnisse bei Bedingungen gewonnen werden, die möglichst nahe am lokalen Gleichgewicht sind (d. h. u. a., dass die Konzentrationen weitestgehend unabhängig von der Kontaktzeit sind), und für die NL wichtig: Lokale Gleichgewichtsbedingungen sollten während der gesamten Dauer eines Tests annähernd erreicht werden
- Der Säulenversuch und die Probenaufbereitung sollten so gestaltet sein, dass Testergebnisse nicht durch Artefakte aufgrund von Kornzerkleinerung, etc. verfälscht werden.
- Mit dem Test sollten die anfänglich hohen Konzentrationen (d. h. mindestens bei *WF* 2 in DE, und *WF* 0,1 und weitere in den NL) bestimmt werden können.
- Der Test sollte nicht auf die Bestimmung einer einzelnen gemittelten Konzentration bei *WF* 10 basieren (Ein-Punkt-Verfahren z.B. Schütteltest); dies wäre weder mit der Wirkungsabschätzung in DE noch in den NL kompatibel, welche beide die Änderungen der Konzentrationen als Funktion der Zeit bzw. *WF* in Betracht zieht.
- Der Test sollte mindestens für die Bestimmung der Konzentrationen in *WF* 2-Eluaten (DE) und bis *WF* 10 in mehreren Fraktionen (NL) geeignet sein, um Kompatibilität mit den Wirkungsabschätzungen und den Bewertungskonzepten in den NL und in DE herzustellen.

Die vergleichbaren Wirkungsabschätzungen und Anforderungen an die Konzeption des Säulenversuch TS-3 des CEN TC 351 WG 1 stehen im Widerspruch zu den Grenzwerten und Szenarien, welche in DE viel strenger sind. Dies wird dazu führen, dass dieselben Produkte in DE viel strenger bewertet werden als in den NL. Die Abweichungen bei der regulatorischen Bewertung können ein wichtiger Grund dafür sein, dass Option A aus TS-3 (Zerkleinerung 90 % < 4 mm hohe Kontaktzeit) die Anwendung des Produkts in NL gestattet, während dasselbe Produkt aufgrund derselben Untersuchung nach Option A in DE nicht zugelassen würde. Demgegenüber würde eine Untersuchung desselben Produktes nach Option B (Untersuchung des Originalmaterials bis 32 mm, niedrigere Kontaktzeit) die

Anwendung dieses Produkts unter der deutschen Gesetzgebung eher zulassen. Ursache hierfür ist die Annahme, dass Option B häufiger die konservativeren Grenzwerte in DE einhält, da Option A aufgrund der Probenaufbereitung und der hohen Kontaktzeit zu anfänglich höheren Konzentrationen führen kann (gerade die gemittelten Konzentration zwischen *WF 0* und *L/S 2* sind für DE sehr relevant).

Ob die anfängliche Konzentration in Option A das Ergebnis eines lokalen Gleichgewichts ist (Position der NL) oder Artefakte z.B. durch mechanische Korngrößenzerkleinerung eine wichtige Rolle spielen können und/oder das „echte“ lokale Gleichgewicht in vielen Szenarien selten erreicht wird (Position von DE) wurde daher zum Kernpunkt der Diskussionen im einschlägigen Normungsgremium CEN TC 351 WG 1. Es wird betont, dass diese technische Diskussion eine Folge der unterschiedlichen Bewertungssysteme mit strengeren Grenzwerten in DE als in den NL ist. Nützlich wäre eine Diskussion auf Ebene der Gesetzgebung, die sich auf die Unterschiede der „fachpolitischen Konventionen“ konzentrieren, die im Rahmen der Wirkungsabschätzung zu starken Unterschieden führen. Eine Annäherung bei den Bewertungssystemen von Produkten in NL und DE, könnte den Weg frei machen für eine technischen Vereinbarung in den Normungsgremien. Diese Diskussion sollte auf Ebene der Gesetzgebung stattfinden.

Optionen

Ein technisches Messprogramm zur Bewertung der Eignung eines Testprotokolls bezüglich der übrigen Anforderungen (Option A oder B) sollte folgendes in Betracht ziehen:

- Kontaktzeit (zur Bewertung des lokalen Gleichgewichts)
- “Poröse” und “wenig poröse” Materialien
- Korngrößenreduzierung: Auch auf Materialien achten, die nicht sensitiv auf Korngrößenzerkleinerung sind + Unterschiede in der Kontaktzeit
- Quantifizierung der Auswirkungen bei *WF 2* und *10*
- Identifizierung von Materialien, für die Artefakte durch Korngrößenzerkleinerung relevant sind (wann bedeutet eine Größenreduzierung “der Natur zu helfen”, das lokale Gleichgewicht herzustellen, und wann nicht?)

Wofür die Regulatoren zuständig sind

Diese Projekt verdeutlicht, dass einerseits die Zielsetzung des Boden- und Grundwasserschutzes und die Wirkungsabschätzungs-Modelle ähnlich sind, es andererseits aber sehr wichtige Unterschiede bei den „fachpolitischen Konventionen“ und sonstigen

Annahmen gibt, welche die Anwendungsszenarien in Deutschland und den Niederlanden (und möglicherweise in andere Mitgliedsstaaten) betreffen.

Diese Unterschiede haben in Deutschland und in den Niederlanden zu zwei verschiedenen Bewertungssystemen geführt, wobei das deutsche Bewertungssystem zu sehr konservativen Grenzwerten führt, wo „wenige $\mu\text{g/l}$ “ über das „pass“ oder „fail“ eines Produkts bei der Umweltbewertung entscheiden (DE), und das niederländische Bewertungssystem zu viel toleranteren Grenzwerten führt, die weniger stark auf Messunterschiede im „ μg -Bereich“ reagieren (NL).

Allgemein scheint ein Widerspruch zwischen maximalem Schutz des Bodens und des Grundwassers und der größtmöglichen Zulassung von Recycling-Produkten vor dem Hintergrund der europäischen und nationalen Ressourceneffizienzzielsetzungen zu bestehen. Einerseits kann ein strenger Schutz des Bodens und Grundwassers unter alleiniger Betrachtung des „worst-case“ die (Wieder-)Verwendung von Bauprodukten einschränken oder gar zum Erliegen bringen. Andererseits kann eine zu tolerante Politik für die (Wieder-)Verwendung von Bauprodukten die Qualität von Boden und Grundwasser beeinträchtigen. Die letzteren Prozesse sind sehr langfristig (Jahrzehnte bis Jahrhunderte) zu sehen. Es ist Aufgabe der Umweltpolitik und des Gesetzgebers ein Gleichgewicht zwischen den verschiedenen Zielsetzungen zu finden und darauf zu achten, dass ein möglichst einheitlicher Ansatz in den EU-Mitgliedsstaaten ermöglicht wird.

6. Literatur

- DIN 19528: 2009-01. Elution von Feststoffen – Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von organischen und anorganischen Stoffen für Materialien mit einer Korngröße bis 32 mm – Grundlegende Charakterisierung mit einem ausführlichen Säulenversuch und Übereinstimmungsuntersuchung mit einem Säulenschnelltest (leaching of solid materials – percolation method for the joint examination of the leaching behavior of organic and inorganic substances for materials with a particle size up to 32 mm – Basic characterization using an extensive column test and compliance test using a short-term column test). German Standardisation Organisation.
- Susset, B., Grathwohl, P. Leaching standards for mineral recycling materials – A harmonized regulatory concept for the upcoming German Recycling Decree. Waste Management 31 (2011) 201–214.