

Empa
Überlandstrasse 129
CH-8600 Dübendorf
T +41 58 765 11 11
F +41 58 765 11 22
www.empa.ch

sonROAD18 und ISO 9613-2, Sensitivitätsanalysen

Untersuchungsbericht: Empa-Nr. 5214.027942
Auftrag: Im Auftrag des Bundesamtes für Strassen (ASTRA)
Anzahl Seiten inkl. Beilagen: 30

Inhaltsverzeichnis

- 1 Auftrag
- 2 Ausgangslage
- 3 Sensitivitätsanalyse des Emissionsmodells sonROAD18
- 4 Sensitivitätsanalyse des Ausbreitungsmodells ISO 9613-2
- 5 Referenzen

Eidg. Materialprüfungs- und Forschungsanstalt Empa

Dübendorf, 13.03.2023


Projektleiter:

**Kurt
Heutschi**  Digital unterschrieben
von Kurt Heutschi
Datum: 2023.06.14
15:05:01 +02'00'

Dr. Kurt Heutschi

Abteilung Akustik / Lärminderung

Abteilungsleiter:

**Jean-Marc
Wunderli**  Digital unterschrieben von
Jean-Marc Wunderli
Datum: 2023.06.14 15:23:56
+02'00'

Dr. Jean Marc Wunderli

Leiter Abteilung Akustik / Lärminderung

1 Auftrag

Im Auftrag des BAFU, Abteilung Lärm / NIS, hat die Empa, Abteilung Akustik / Lärminderung *sonROAD18* als neues Strassenlärmemissionsmodell entwickelt. Zur Einführung dieses neuen Modells und zur Identifikation der notwendigen Anpassungen in den bisherigen Abläufen hat das ASTRA mit dem Projekt *N01 6-Spurausbau Schönbühl-Kirchberg* einen Pilot definiert, der von den zwei auftragnehmenden Akustikbüros sowohl mit *sonROAD18* als auch mit *Stl-86+* berechnet wird. Die Empa begleitet diese Arbeiten und klärt Fragen im Zusammenhang mit der Anwendung von *sonROAD18*. Dieser Bericht dokumentiert eine ausführliche Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der emissions- und ausbreitungsrelevanten Modellparameter.

2 Ausgangslage

Eine typische Immissionspegelbestimmung mit *sonROAD18* setzt sich aus der Berechnung des Emissionsschallleistungspegels und der Ausbreitungsdämpfung zusammen. Die Emissionspegelbestimmung stützt sich auf den Formel- und Parametersatz aus *sonROAD18* [Empa 2018], die Ermittlung der Ausbreitungsdämpfung erfolgt gemäss dem internationalen Standard [ISO 9613-2] und der Empfehlung [ISO/TR 17534-3]. In den beiden folgenden Kapiteln: *Sensitivitätsanalyse des Emissionsmodells sonROAD18* und *Sensitivitätsanalyse des Ausbreitungsmodells ISO 9613-2* werden für die jeweiligen Modellbereiche die erforderlichen Eingangsdaten aufgelistet und es wird die Sensitivität der einzelnen Parameter untersucht.

3 Sensitivitätsanalyse des Emissionsmodells sonROAD18

3.1 Übersicht

Eine Strassenlärm-Emissionsberechnung mit sonROAD18 erfordert pro Fahrspur bzw. pro Fahrtrichtung Kenntnis

- der durchschnittlichen stündlichen Verkehrsmengen $M[c]$ in sämtlichen SWISS10+ Fahrzeugkategorien c
- der Geschwindigkeiten $v[c]$ in sämtlichen SWISS10-Fahrzeugkategorien, wobei der Gültigkeitsbereich des Modells auf $20 \text{ km/h} \leq v \leq 130 \text{ km/h}$ eingeschränkt ist
- des spektralen Belagseinflusses $\Delta L_{W,R,road}[i]$ in Abhängigkeit des Terzbandes i
- der Strassenlängsneigung (vorzeichenabhängig)
- der Lufttemperatur
- des Elevationswinkels unter welchem die Abstrahlung erfolgt.

Eine maximale Prognosegenauigkeit des sonROAD18-Modells wird selbstverständlich dann erreicht, wenn obige Eingangsparameter exakt bekannt sind. In der Folge wird ausgehend von einer solchen Emissionsberechnung mit idealen Eingangsdaten untersucht, wie empfindlich der Emissionswert auf Abschätzungen bzw. Annahmen der Eingangsdaten reagiert. Diese Empfindlichkeit wird mithilfe von Unsicherheiten ausgewiesen, die es dann einem Anwender erlauben, den Nutzen eines erhöhten Aufwandes bei der Beschaffung von Eingangsdaten abzuschätzen. Es gilt festzuhalten, dass diese Sensitivitätsanalyse keine Aussage zur Richtigkeit des Modells an sich macht.

3.2 Fahrzeugkategorie-spezifische Verkehrsmengen

3.2.1 Fahrzeugkategorien und Strassentypen

sonROAD18 stützt sich auf die in Tabelle 1 gezeigte erweiterte SWISS10 Fahrzeugkategorisierung wobei allerdings zurzeit (Ende 2021) die Modellparameter für die Kategorien 1b, 2b, 3b und 8b fehlen.

SWISS10+ Kategorie	Bezeichnung
1a	Busse mit konventionellem Antrieb
1b	Busse mit Hybrid/Elektroantrieb
2a	Motorräder mit konventionellem Antrieb
2b	Motorräder mit Elektroantrieb
3a	Personenwagen mit konventionellem Antrieb
3b	Personenwagen mit Hybridantrieb
3c	Personenwagen mit Elektroantrieb
4	Personenwagen mit Anhänger
5	Lieferwagen bis 3.5t
6	Lieferwagen bis 3.5t mit Anhänger
7	Lieferwagen bis 3.5t mit Auflieger

8a	Lastwagen mit konventionellem Antrieb
8b	Lastwagen mit Elektroantrieb
9	Lastenzüge
10	Sattelzüge
11a	Diesel-Standardbusse, 2 Achsen
11b	Diesel-Gelenkbusse, 3 Achsen
11c	Gas-Busse, 3 Achsen
11d	Hybrid-Busse, 2/3 Achsen
11e	Elektro-Gelenktrolleybusse, 3 Achsen
11f	Elektro-Doppelgelenktrolleybusse, 4 Achsen
11g	Batterie-Busse
12	Strassenbahnen/Trams
13a	Traktoren
13b	Traktoren mit Anhänger, beladen
13c	Erntefahrzeuge

Tabelle 1: Fahrzeugkategorisierung nach SWISS10+.

Falls die Verkehrsmengen nicht in der Kategorisierung SWISS10+ vorliegen, muss mit einem geeigneten Verteilschlüssel eine entsprechende Schätzung vorgenommen werden. Aus dem Entwicklungsprojekt son-ROAD18 sind zwei Konverter hervorgegangen, die basierend auf einem DTV (durchschnittlicher täglicher Verkehr) bzw. N1 und N2 (stündlicher Verkehr in zwei Fahrzeugkategorien) für verschiedene Strassentypen eine Aufteilung in SWISS10-Kategorien vorschlagen.

Die hier relevanten Strassentypen sind:

- **HLS** Hochleistungsstrassen von internationaler bis regionaler Bedeutung mit durchleitender Funktion
- **HVS** Hauptverkehrsstrassen von nationaler bis zwischenörtlicher Bedeutung mit verbindender Funktion
- **VS** Verbindungsstrassen von regionaler bis zwischenörtlicher Bedeutung mit verbindender Funktion

Die Charakterisierung einer Hochleistungsstrasse HLS beinhaltet zusätzlich die Angabe der Gesamtspurzahl, die meist zwischen 2 und 6 und typisch bei 4 liegt. Im Falle von vierspurigen Strassen wird zwischen Normalspur **N** und Überholspur **U** unterschieden. Die in der Folge verwendete Strassenspezifikation bezeichnet nebst dem Strassentyp und allenfalls dem Spurtyp auch die signalisierte Geschwindigkeit. So bedeutet beispielsweise *HLS-4-N-80-120* die Normalspur einer vierspurigen Strasse mit einer signalisierten Geschwindigkeit zwischen 80 und 120 km/h.

3.2.2 DTV-SWISS10-Konverter

Der DTV-SWISS10-Konverter [Empa 2020] erlaubt, anhand des durchschnittlichen täglichen Verkehrs (DTV) als Tagessumme aller Fahrzeuge eine Aufschlüsselung in durchschnittliche stündliche Verkehrsmengen in den SWISS10-Kategorien am Tag und in der Nacht zu schätzen. Datengrundlage bildeten umfangreiche Verkehrszählungen, anhand derer ein mittleres Verteilschema abgeleitet wurde. Hier werden die gleichen Zähldaten neu evaluiert, indem für jeden Zählstandort mit echter SWISS10-Datenerhebung eine Emissionsberechnung mit den echten Zähldaten, einer Emissionsberechnung mit der DTV-SWISS10-Konverterschätzung gegenübergestellt wird. Es wird angenommen, dass diese Daten eine repräsentative Stichprobe darstellen, sodass die Ergebnisse verallgemeinert werden können.

Der Vergleich wurde spurscharf vorgenommen. Bei vierspurigen Strassen stellt diese Betrachtung insofern den *worst-case* dar als ein Aufteilungsfehler in Normal- und Überholspur voll berücksichtigt wird. Bei Hindernissen in Strassennähe kann die Ausbreitungsdämpfung von Fahrspur zu Fahrspur deutlich variieren, bei unabgeschirmter Ausbreitung wäre dagegen an einem nicht zu nahe liegenden Immissionspunkt dieser Aufteilungsfehler weniger bedeutend.

Die Emissionsberechnung erfolgte jeweils für Referenzbedingungen, d.h. signalisierte bzw. erlaubte Maximalgeschwindigkeit in jeder Fahrzeugkategorie, Belageinfluss $\Delta L_{W,R,road}[A] = 0$, Steigung = 0, Lufttemperatur = 10°.

Tabelle 2 und Tabelle 3 zeigen die statistischen Analysen der Emissionspegelfehler bei Verwendung des DTV-SWISS-10 Konverters anstelle der echten Zähldaten, Abbildung 1 stellt die Standardabweichung des Fehlers dar. Die Abweichungen zeigen eine relativ grosse Streuung, die durchwegs für die Nachtstunden höher liegt als tagsüber. Die grösste Unsicherheit ergibt sich auf vierspurigen Autobahnen für die Schätzung des Verkehrs auf der Überholspur. Bei einer Schätzung der Verkehrsmengen aus dem DTV muss typischerweise von einer Emissionspegelunsicherheit von 1 dB(A) im Sinne einer Standardabweichung ausgegangen werden. Für die Überholspur auf Autobahnen und den Strassentyp HLS-2-80-100 liegt die gefundene Standardabweichung noch höher.

Strassentyp	Standorte	Minimum	unteres Quantil	Median	oberes Quantil	Maximum	Standardabweichung
HLS-2-80-100	30	-1.6	-0.4	0.1	0.5	1.9	1.0
HLS-4-N-80-120	166	-2.2	-0.4	0.1	0.6	4.3	0.9
HLS-4-U-80-120	166	-3.7	-0.7	-0.1	1.0	4.4	1.4
HVS-50-60	37	-2.0	-0.4	0.0	0.3	1.9	0.8
HVS-80	25	-1.4	-0.3	0.1	0.3	1.1	0.5
VS-50-60	23	-1.2	-0.1	0.0	0.2	0.6	0.4
VS-80	16	-0.3	-0.1	0.0	0.1	0.3	0.1

Tabelle 2: Statistische Analyse der Differenz des A-bewerteten Emissionspegels gemäss DTV-SWISS-10 Konverter (Schätzung) und der effektiv gezählten Verkehrsmengen (Wahrheit) für die Tagperiode.

Strasstyp	Stand-orte	Minimum	unteres Quantil	Median	oberes Quantil	Maximum	Standardabweichung
HLS-2-80-100	30	-3.3	-0.5	0.9	1.7	6.6	2.3
HLS-4-N-80-120	166	-2.0	-0.5	0.1	0.6	6.1	1.2
HLS-4-U-80-120	166	-8.1	-0.9	0.7	2.4	8.3	2.6
HVS-50-60	37	-2.3	-0.7	-0.1	0.4	1.8	1.0
HVS-80	25	-2.5	-0.3	0.2	0.5	1.4	0.9
VS-50-60	23	-1.1	-0.4	0.2	0.6	1.7	0.7
VS-80	16	-1.7	-0.3	0.0	0.7	2.1	1.0

Tabelle 3: Statistische Analyse der Differenz des A-bewerteten Emissionspegels gemäss DTV-SWISS-10 Konverter (Schätzung) und der effektiv gezählten Verkehrsmengen (Wahrheit) für die Nachtperiode.

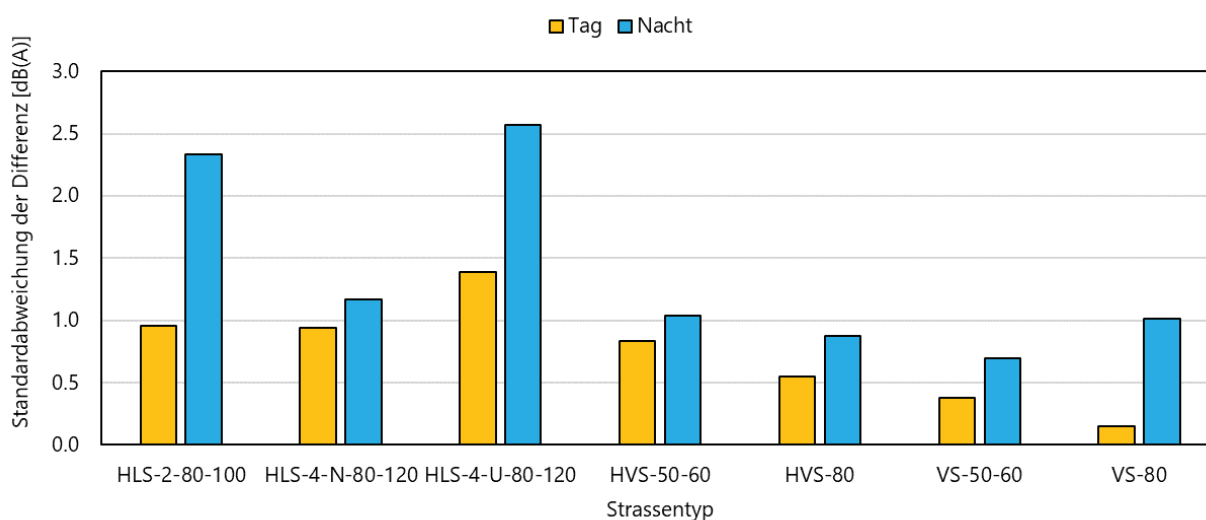


Abbildung 1: Standardabweichung der Differenz des A-bewerteten Emissionspegels gemäss DTV-SWISS-10 Konverter (Schätzung) und der effektiv gezählten Verkehrsmengen (Wahrheit) für die Tag- bzw. Nachtperiode.

3.2.3 N1/N2-SWISS10-Konverter

Der N1/N2-SWISS10-Konverter [Empa 2020] erlaubt, anhand der stündlichen Verkehrsmengen in den Kategorien N1tags, N1nachts, N2tags und N2nachts eine Aufschlüsselung in durchschnittliche stündliche Verkehrsmengen in den SWISS10-Kategorien am Tag und in der Nacht zu schätzen. Datengrundlage bildeten umfangreiche Verkehrszählungen, anhand derer ein mittleres Verteilschema abgeleitet wurde. Hier werden die gleichen Zähldaten neu evaluiert, indem für jeden Zählstandort mit echter SWISS10-Datenerhebung eine Emissionsberechnung mit den echten Zähldaten einer Emissionsberechnung mit der N1/N2-SWISS10-Konverterschätzung gegenübergestellt wird. Es wird angenommen, dass diese Daten eine repräsentative Stichprobe darstellen, sodass die Ergebnisse verallgemeinert werden können.

Der Vergleich wurde wiederum spurscharf vorgenommen, (siehe Abschnitt 3.2.2).

Die Emissionsberechnung erfolgte jeweils für Referenzbedingungen, d.h. signalisierte bzw. erlaubte Maximalgeschwindigkeit in jeder Fahrzeugkategorie, Belagseinfluss $\Delta L_{W,R,road}[\bar{f}] = 0$, Steigung = 0, Lufttemperatur = 10°.

Tabelle 4 und Tabelle 5 zeigen die statistischen Analysen der Emissionspegelfehler bei Verwendung des N1/N2-SWISS-10 Konverters anstelle der echten Zählraten, Abbildung 2 stellt die Standardabweichung des Fehlers dar. Die Abweichungen zeigen eine im Vergleich zum DTV-SWISS10-Konverter bedeutend geringere Streuung. Da die Spezifikation des Verkehrs durch N1 und N2 bereits eine Aufschlüsselung in Tag und Nacht vornimmt, resultieren folgerichtig keine systematischen tageszeitlichen Unterschiede. Die grössten Unsicherheiten ergeben sich wiederum für die Überholspur auf Autobahnen, gefolgt von der Normalspur. Auf den übrigen Strassen führt die Schätzung der Verkehrsmengen aus N1/N2 zu einer Emissionspegelunsicherheit von rund 0.3 dB(A) im Sinne einer Standardabweichung.

Strassentyp	Standorte	Minimum	unteres Quantil	Median	oberes Quantil	Maximum	Standardabweichung
HLS-2-80-100	15	-0.4	-0.1	0.0	0.1	0.3	0.2
HLS-4-N-80-120	82	-1.1	-0.4	0.0	0.5	1.6	0.6
HLS-4-U-80-120	82	-2.4	-0.7	0.1	1.0	3.5	1.3
HVS-50-60	26	-0.8	-0.3	0.0	0.1	0.9	0.4
HVS-80	15	-0.5	-0.3	-0.1	0.2	0.4	0.3
VS-50-60	16	-0.6	-0.2	0.0	0.1	0.5	0.3
VS-80	12	-0.2	-0.1	0.0	0.1	0.2	0.1

Tabelle 4: Statistische Analyse der Differenz des A-bewerteten Emissionspegels gemäss N1/N2-SWISS-10 Konverter (Schätzung) und der effektiv gezählten Verkehrsmengen (Wahrheit) für die Tagperiode.

Strassentyp	Standorte	Minimum	unteres Quantil	Median	oberes Quantil	Maximum	Standardabweichung
HLS-2-80-100	15	-0.3	-0.1	0.0	0.1	0.2	0.1
HLS-4-N-80-120	82	-0.7	-0.3	-0.1	0.2	2.5	0.5
HLS-4-U-80-120	82	-5.4	-0.8	0.6	1.8	5.7	2.1
HVS-50-60	26	-0.6	-0.2	0.0	0.1	0.3	0.3
HVS-80	15	-0.5	-0.1	-0.1	0.2	0.5	0.3
VS-50-60	16	-0.7	-0.2	0.0	0.1	0.6	0.3
VS-80	12	-0.6	-0.2	0.0	0.1	0.4	0.2

Tabelle 5: Statistische Analyse der Differenz des A-bewerteten Emissionspegels gemäss N1/N2-SWISS-10 Konverter (Schätzung) und der effektiv gezählten Verkehrsmengen (Wahrheit) für die Nachtperiode.

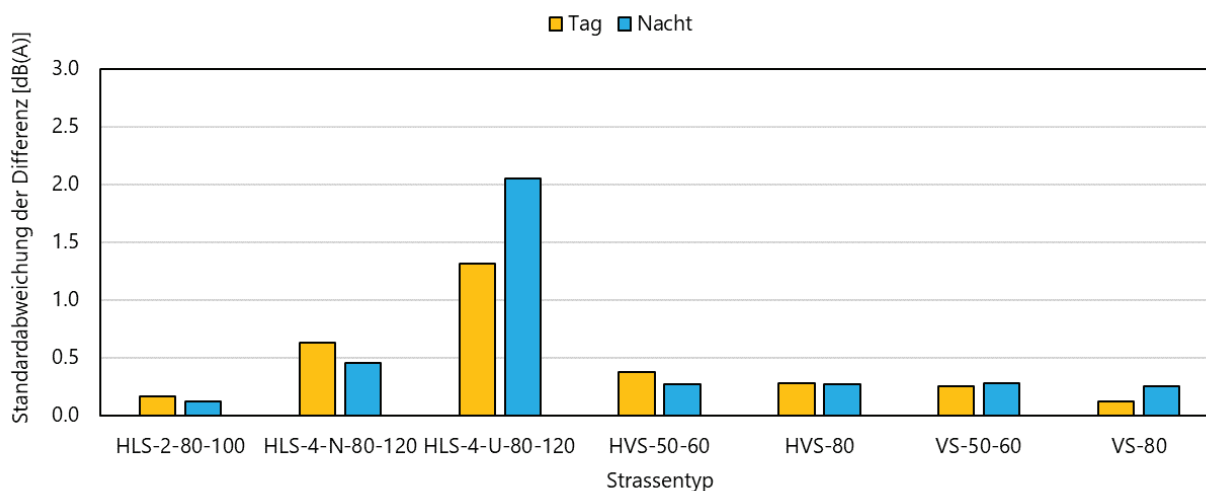


Abbildung 2: Standardabweichung der Differenz des A-bewerteten Emissionspegels gemäss N1/N2-SWISS-10 Konverter (Schätzung) und der effektiv gezählten Verkehrsmengen (Wahrheit) für die Tag- bzw. Nachtperiode.

3.3 Fahrzeugkategorie-spezifische Geschwindigkeiten

Die Emissionsmodellierung mit sonROAD18 geht davon aus, dass für jede SWISS10-Fahrzeugkategorie die effektive Geschwindigkeit bekannt ist. Für die Berechnung des Emissionspegels für einen Ausgangszustand bzw. einen zukünftigen Zustand wird in der Regel auf die signalisierte Geschwindigkeit abgestellt [BAFU 2021]. In Ausnahmefällen oder beispielsweise zur rechnerischen Nachbildung einer gemessenen Situation kann davon abweichend die tatsächlich gefahrene Geschwindigkeit eingesetzt werden. Untersuchungen [Empa 2020] haben gezeigt, dass die akustisch relevante Geschwindigkeit am besten durch die statistische Kenngrösse v_{60} repräsentiert wird. Allerdings sind die sich ergebenden akustischen Unterschiede zwischen v_{50} , v_{60} und v_{mittel} nur gering, sodass empfohlen wird, als tatsächlich gefahrene Geschwindigkeit v_{mittel} einzusetzen [BAFU 2021].

Um abschätzen zu können, wie hoch die Genauigkeitsanforderungen an eine Geschwindigkeitsermittlung zu stellen sind, wird hier untersucht, wie gross die Sensitivität einer sonROAD18 Emissionsprognose hinsichtlich einer Geschwindigkeitsänderung ist. Von allen Fahrzeugkategorien zeigen die Personenwagen die ausgeprägteste Geschwindigkeitsabhängigkeit, sodass hier auf diese Kategorie fokussiert wird.

Bei der Quantifizierung der erwähnten Sensitivität muss zwischen dem Schallleistungspegel des Fahrzeugs und dem Mittelungspegel für eine ganze Vorbeifahrt unterschieden werden. Die Geschwindigkeitsabhängigkeit des Mittelungspegels ist $10 \log(v)$ schwächer, da eine zunehmende Geschwindigkeit das Fahrzeug zwar lauter macht, sich gleichzeitig aber die für den Mittelungspegel relevante Einwirkzeit reduziert. Die hier durchgeführten quantitativen Analysen beziehen sich ausschliesslich auf den Mittelungspegel, da in der Regel diese Grösse bei der Immissionsberechnung relevant ist.

Die Analyse der Emissions-Geschwindigkeitsabhängigkeit für Personenwagen unter Referenzbedingungen (Belagseinfluss $\Delta L_{W,R,\text{road}}[\text{dB}] = 0$, Steigung = 0, Lufttemperatur = 10°) führt auf die in Abbildung 3 gezeigten Sensitivitäten. Eine absolute Geschwindigkeitsänderung um 1 km/h führt im tiefen Geschwindigkeitsbereich zu einer maximalen L_{eq} -Änderung von 0.25 dB(A). Gegen hohe Geschwindigkeiten nimmt diese L_{eq} -Ände-

Abnahme ab und beträgt bei 120 km/h noch rund 0.1 dB(A). Wenn relative Geschwindigkeitsänderungen betrachtet werden, nimmt die Leq -Änderung mit wachsender Geschwindigkeit stetig zu und erreicht bei 120 km/h einen Wert von knapp 0.12 dB(A) bei 1% Geschwindigkeitsänderung.

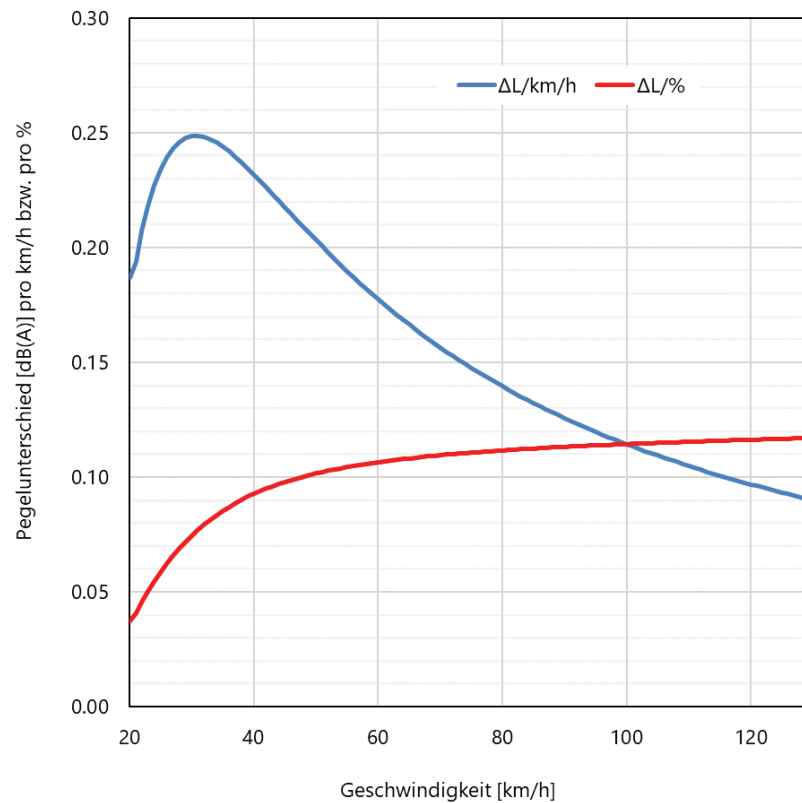


Abbildung 3: Sensitivität der Personenwagen-Emission als Mittelungspegelveränderung ΔLeq einer ganzen Vorbeifahrt für eine Geschwindigkeitsänderung um 1 km/h (blau) bzw. 1% (rot) in Abhängigkeit der Geschwindigkeit. Lesebeispiel: bei 100 km/h führt eine Geschwindigkeitsänderung um 1 km/h bzw. 1% zu einer Leq -Änderung von 0.114 dB(A).

3.4 Spektraler Belageinfluss

3.4.1 Allgemeines

Der spektrale Belageinfluss modifiziert in sonROAD18 das Rollgeräusch. Die zuverlässigste Ermittlung dieses Belageinflusses darf von einer SPB-Messung erwartet werden, da die sonROAD18-Modellentwicklung in weiten Teilen auf diese Messperspektive eines Mikrofons am Strassenrand abgestellt hat. Nebst einer solchen direkten Belageinflussbestimmung bietet sonROAD18 aber weitere Möglichkeiten zur Belagscharakterisierung an. Aufgrund ihrer Effizienz wird insbesondere die CPX-Methode vielfach eingesetzt. Sie liefert mit dem Befahren einer interessierenden Strecke ein Belagslängsprofil mit einer lokalen Auflösung, die mit stationären SPB-Messungen nicht erreicht werden kann. Anhand von Messwertpaaren wurde im Rahmen der Entwicklung von sonROAD18 ein Umrechnungsmodell zur Übersetzung von CPX-Messspektren in sonROAD18 Belageinflussspektren entwickelt. Der bei einer CPX-Messung eingeschränkte Frequenzbereich von 315 bis 5000 Hz wird üblicherweise durch Fortschreiben des tiefsten Terzbandwertes gegen unten und des höchsten Terzbandwertes gegen oben erweitert.

In Fällen, in welchen keine CPX-Messungen vorliegen, kann mit Kenntnis des KB-Wertes zuerst ein CPX-Standardspektrum [**G+P 2020**] geschätzt und dann dieses ins Umrechnungsmodell eingespeist werden.

3.4.2 CPX basierter sonROAD18 Belageinfluss

Die Unsicherheitsbetrachtung einer CPX basierten Belageinflussbestimmung muss zwei Aspekte berücksichtigen. Zum einen ist die CPX-Messung mit den erforderlichen Messpegel-Normierungen selbst mit einer Unsicherheit behaftet, zum anderen weist das Modell zur Übersetzung des im Nahfeld des Referenzraums erfassten Schalldrucks in die für sonROAD18 relevante Perspektive am Strassenrand eine Unsicherheit auf.

Im Jahr 2019 hat das Bafu einen Round Robin Test mit vier in der Schweiz eingesetzten CPX-Anhängern, die am gleichen Tag 14 verschiedene Teststrecken abgefahren sind, durchgeführt. Da die Ausrüstung und Auswertemethodik bei einem der vier Anhänger nicht exakt der Norm entsprach, blieben diese Ergebnisse teilweise unberücksichtigt. Piotr Mioduszewski, Gdańsk, hat die von den Messteams gesammelten Daten analysiert und in einem Bericht [**Mioduszewski 2020**] dargestellt. Die Auswertung zeigt, dass sich die Messwerte zwischen den einzelnen Teams systematisch unterscheiden. Gemittelt über alle Teststrecken beträgt die Spanne des CPX-Indexes 1.9 dB(A) (A-bewerteter Pegel gemittelt über linkes und rechtes Radhaus und beide Messreifen). Diese Messwertstreuung liegt offenbar in der gleichen Grössenordnung wie sie auch bei anderen in der Literatur dokumentierten Round Robin Tests festgestellt wurde.

Für die Abschätzung der Unsicherheit des Umrechnungsmodells, das CPX-Messspektren in sonROAD18 Belageinflusspektren übersetzt, werden hier die für die Modellbildung verwendeten Messwertpaare neu ausgewertet (kein unabhängiger Datensatz). Ein Messwertpaar wird durch eine spektrale SPB-Messung an mehreren Fahrzeugen und eine spektrale CPX-Messung auf dem gleichen Strassenabschnitt gebildet. In einem ersten Schritt wurde die SPB-Messung mit sonROAD18 nachgestellt und dabei der Belageinfluss für beste Übereinstimmung Messung/Modell angepasst. Dabei resultierte ein für den Standort gültiges und als "Wahrheit" verstandenes Belageinflusspektrum $\Delta L_{W,R,road,SPB}[j]$. Unter Verwendung des CPX-Umrechnungsmodells [Empa 2020] lässt sich aus der CPX-Messung ebenfalls ein Belageinflusspektrum $\Delta L_{W,R,road,CPX}[j]$ bestimmen, sodass sich eine CPX-Umrechnungsmodell-Unsicherheit als A-Pegel-Differenz zwischen einer Emissionsprognose mit $\Delta L_{W,R,road,SPB}[j]$ bzw. $\Delta L_{W,R,road,CPX}[j]$ verstehen lässt.

Für das CPX-Umrechnungsmodell bei CPX-Fahrgeschwindigkeit 50 km/h standen Daten von 37 Standorten, d.h. 37 Datenpaare zur Verfügung. Für jeden Standort wurden hier mit sonROAD18 für die vier in Tabelle 6 gezeigten Verkehrsszenarien die A-bewerteten 1 m Leq Emissionspegel, einmal mit dem Belageinfluss $\Delta L_{W,R,road,SPB}[j]$ und einmal mit dem Belageinfluss $\Delta L_{W,R,road,CPX}[j]$ berechnet, wobei konstante Fahrt auf ebener Fahrbahn bei einer Lufttemperatur von 10° angenommen wurde.

Szenario	N cat3	v cat3	N cat8	v cat8
innerorts-1	100	30	0	
innerorts-2	100	50	0	
innerorts-3	92	30	8	30
innerorts-4	92	50	8	50

Tabelle 6: Verkehrsszenarien innerorts mit den stündlichen Verkehrsmengen N und Geschwindigkeiten v in den Kategorien 3 (PW) und 8 (LKW). Die übrigen Fahrzeugkategorien wurden 0 gesetzt.

Die Abbildung 4 zeigt die Gegenüberstellung der Berechnungen mit dem SPB-Belagseinfluss und mit dem CPX-Belagseinfluss als XY-Grafik. Innerhalb eines Szenarios lässt sich in der Verteilung der Emissionspegel die Variation über die verschiedenen Beläge erkennen. Im Übrigen lassen sich aus den Punktwolken keine klaren Muster ableiten, d.h. die CPX-Umrechnungsmodellunsicherheit ist nicht offensichtlich vom Belag abhängig.

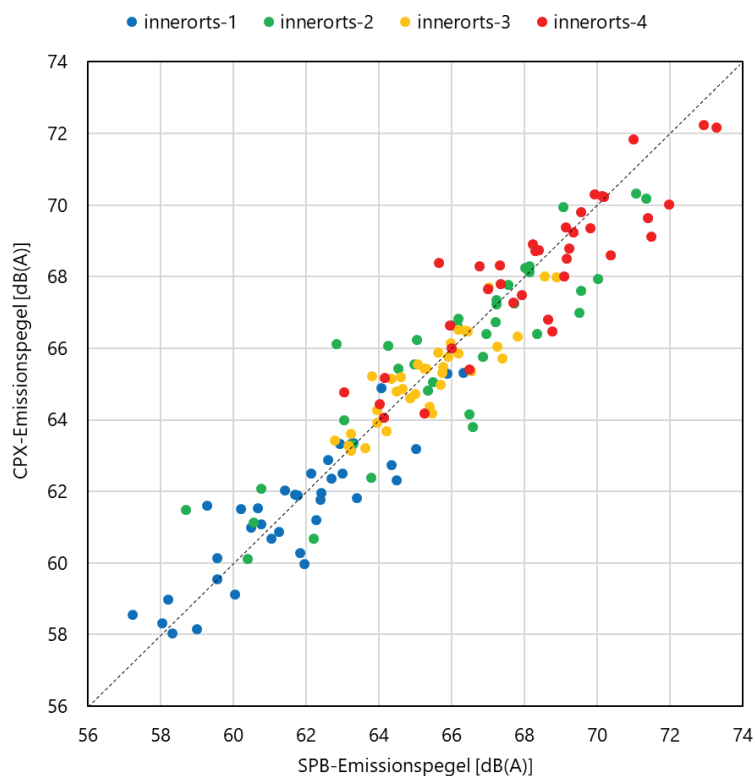


Abbildung 4: Gegenüberstellung der für die vier Verkehrsszenarien innerorts berechneten Emissionspegel als Leq in 1 m Abstand, basierend auf dem SPB-Belagseinfluss (horizontale Achse) bzw. dem CPX-Belagseinfluss (vertikale Achse).

Für die Differenzen der gestützt auf eine CPX-Belagscharakterisierung ausgewerteten A-bewerten Emissionspegel im Vergleich zu der sich mit der SPB-Belagscharakterisierung ergebenden Berechnung resultieren über die 37 Standorte und die vier Szenarien die in Tabelle 7 gezeigten Mittelwerte und Standardabweichungen. Für die verschiedenen Verkehrsszenarien ergibt sich eine mittlere Differenz, die erwartungsgemäss nahezu verschwindet, da das Umrechnungsmodell mit diesem Ziel formuliert wurde. Die unterschiedlich grossen Standardabweichungen reflektieren die vom Szenario abhängige Bedeutung des Belagseinflusses.

	innerorts-1	innerorts-2	innerorts-3	innerorts-4
Mittelwert	-0.2	-0.1	-0.1	-0.2
Standardabweichung	1.0	1.4	0.7	1.1

Tabelle 7: Statistische Kenngrössen zur Differenz zwischen CPX- bzw. SPB-charakterisierten Belagseigenschaften für die innerorts-Szenarien.

Für das CPX-Umrechnungsmodell bei CPX-Fahrgeschwindigkeit 80 km/h standen Daten von 22 Standorten, d.h. 22 Datenpaare zur Verfügung. Für jeden Standort wurden hier mit sonROAD18 für die vier in Tabelle 8 gezeigten Verkehrsszenarien die A-bewerteten 1 m Leq Emissionspegel, einmal mit dem Belagseinfluss $\Delta L_{W,R,road,SPB}[i]$ und einmal mit dem Belagseinfluss $\Delta L_{W,R,road,CPX}[i]$ berechnet, wobei konstante Fahrt auf ebener Fahrbahn bei einer Lufttemperatur von 10° angenommen wurde.

Szenario	N cat3	v cat3	N cat8	v cat8
ausserorts-1	100	80	0	
ausserorts-2	100	120	0	
ausserorts-3	92	80	8	80
ausserorts-4	92	120	8	80

Tabelle 8: Verkehrsszenarien ausserorts mit den stündlichen Verkehrsmengen N und Geschwindigkeiten v in den Kategorien 3 (PW) und 8 (LKW). Die übrigen Fahrzeugkategorien wurden 0 gesetzt.

Die Abbildung 5 zeigt die Gegenüberstellung der Berechnungen mit dem SPB-Belagseinfluss und mit dem CPX-Belagseinfluss als XY-Grafik. Wiederum zeigt die Verteilung der Emissionspegel die Variation über die verschiedenen Beläge. Wie bereits bei den Innerortssituationen lassen sich auch ausserorts aus den Punktwolken keine klaren Muster ableiten, d.h. die CPX-Umrechnungsmodellunsicherheit ist nicht offensichtlich vom Belag abhängig.

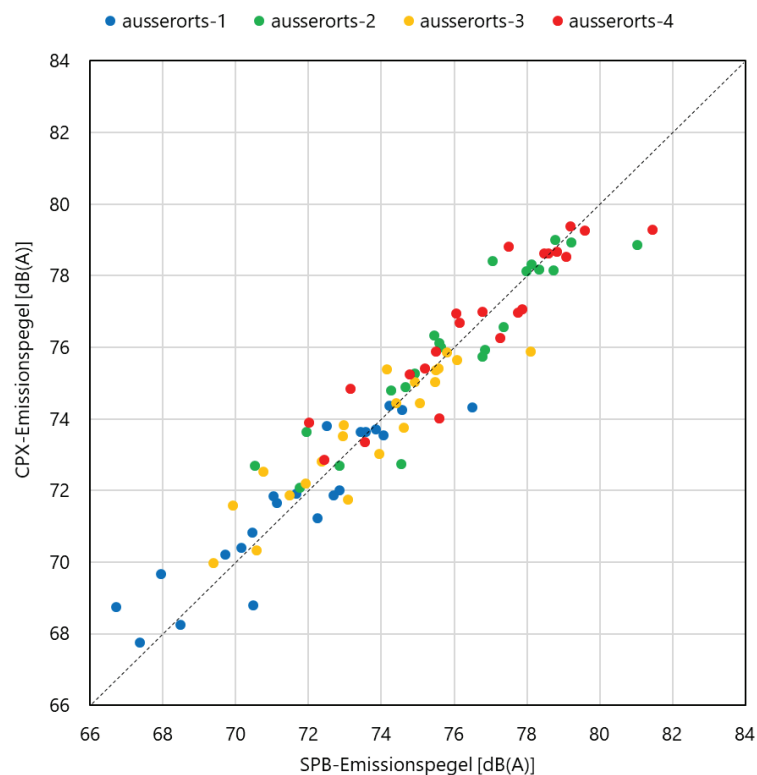


Abbildung 5: Gegenüberstellung der für die vier Verkehrsszenarien ausserorts berechneten Emissionspegel als Leq in 1 m Abstand, basierend auf dem SPB-Belagseinfluss (horizontale Achse) bzw. dem CPX-Belagseinfluss (vertikale Achse)

Für die Differenzen der gestützt auf eine CPX-Belagscharakterisierung ausgewerteten A-bewerten Emissionspegel im Vergleich zu der sich mit der SPB-Belagscharakterisierung ergebenden Berechnung resultieren über die 22 Standorte und die vier Szenarien die in Tabelle 9 gezeigten Mittelwerte und Standardabweichungen. Für die verschiedenen Verkehrsszenarien ergibt sich eine mittlere Differenz, die erwartungsgemäss verschwindet, da das Umrechnungsmodell mit diesem Ziel formuliert wurde. Die Standardabweichungen differieren im Unterschied zu den Innerortssituationen kaum, da in allen Fällen die Bedeutung des Belageinflusses gross ist. Im Vergleich zu den Innerortssituationen korrelieren die CPX- und SPB-Emissionspegel etwas besser, was darauf schliessen lässt, dass sich die CPX-Messungen bei Tempo 80 km/h zuverlässiger in Messwerte am Strassenrand umrechnen lassen.

	ausserorts-1	ausserorts-2	ausserorts-3	ausserorts-4
Mittelwert	0.0	0.0	0.0	0.0
Standardabweichung	1.0	1.0	0.9	1.0

Tabelle 9: Statistische Kenngrössen zur Differenz zwischen CPX- bzw. SPB-charakterisierten Belageigenschaften für die ausserorts-Szenarien.

Zusammenfassend kann für die sonROAD18-Emissionspegelunsicherheit, die sich durch eine auf einer CPX-Messung basierenden Belagscharakterisierung ergibt, festgehalten werden:

- Die CPX-Messpegel können zwischen verschiedenen Messteams um bis zu 1.9 dB(A) variieren.
- Abhängig vom Verkehrsszenario beträgt innerorts die Emissionspegelunsicherheit gestützt auf eine CPX-Messung bei 50 km/h bis 1.4 dB(A) im Sinne einer Standardabweichung.
- Ausserorts beläuft sich die Emissionspegelunsicherheit gestützt auf eine CPX-Messung bei 80 km/h auf typisch 1.0 dB(A) im Sinne einer Standardabweichung.

3.4.3 KB basierter Belageinfluss

Im Rahmen einer umfassenden Datenanalyse hat Grolimund und Partner AG ihre sämtlichen CPX-Messdaten gemäss dem im Leitfaden Strassenlärm [Leitfaden 2006] und seinen Anhängen beschriebenen Modell nach ganzzahligen KB-Werten klassiert und je KB-Klasse ein mittleres CPX-Messspektrum für den PW-Messreifen (CPX-Standardspektrum) ermittelt [G+ P 2020]. Mit dem CPX-Umrechnungsmodell lassen sich diese CPX-Standardspektren in sonROAD18-Standard-Belagskorrekturspektren [Empa 2020] übersetzen, sodass in einer Übergangsphase ein Anschluss der Belagscharakterisierung mittels KB an sonROAD18 gewährleistet ist.

Die Emissionspegelunsicherheit bei einer Belagsbeschreibung mittels KB-Label lässt sich nicht ohne weiteres abschätzen, insbesondere da nicht klar ist, wie gross die Unsicherheit der KB-Ermittlung selber ist, bzw. worauf sich die Unsicherheitsangabe beziehen soll. Wenn neu eine CPX-Messung durchgeführt wird, sollte selbstredend nicht zuerst eine Kompression auf einen Einzahlwert KB erfolgen, sondern direkt mit den CPX-Messspektren und dem Umrechnungsmodell auf den sonROAD18 Belageinfluss geschlossen werden. In den meisten Fällen, in welchen auf einen KB-Wert abgestellt wird, dürfte es sich um eine Festlegung handeln, ohne dass eine Abweichung von einem "wahren" Wert interessiert.

3.5 Strassenlängsneigung

Zur Untersuchung der Empfindlichkeit des Emissionspegels auf Änderungen der Strassenlängsneigung wird die Gesamtemission einer zweispurigen Strasse (eine Spur bergwärts, die andere Spur talwärts) analysiert. Da der Steigungseinfluss auf das Gesamtgeräusch vom Verhältnis Antriebs-/Rollgeräusch und der Geschwindigkeit abhängig ist, werden vier verschiedene, in Tabelle 10 aufgelistete Verkehrsszenarien untersucht.

Szenario	N cat3	v cat3	N cat8	v cat8
1	92	30	8	30
2	92	50	8	50
3	92	80	8	80
4	92	120	8	80

Tabelle 10: Verkehrsszenarien für die Untersuchung der Steigungszuschlagssensitivität mit den stündlichen Verkehrsmengen N und Geschwindigkeiten v in den Kategorien 3 (PW) und 8 (LKW). Die übrigen Fahrzeugkategorien wurden 0 gesetzt.

Die Analyse der Abhängigkeit der Emission von der Steigung unter Referenzbedingungen (Belageinfluss $\Delta L_{W,R,road}[L] = 0$, Lufttemperatur = 10°) führt auf die in Abbildung 6 gezeigten Sensitivitäten. Bei einer Steigung von 11% wird ein Maximum von knapp 0.5 dB Pegelunterschied pro 1% Steigungsänderung erreicht. Bei moderaten Steigungen ist die Empfindlichkeit deutlich kleiner. Bei einer Steigung kleiner 6% führt eine Unsicherheit bei der Spezifikation der Strassenlängsneigung von 1% zu einer Emissionspegelunsicherheit von weniger als 0.2 dB(A).

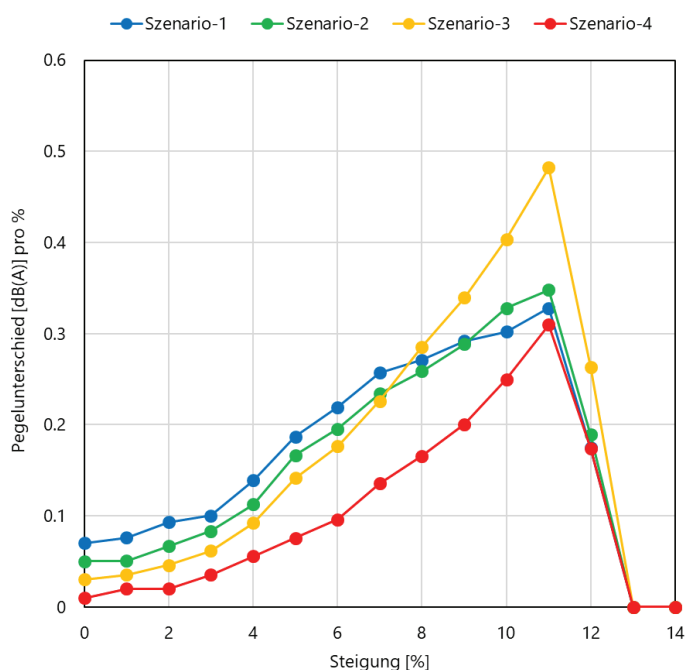


Abbildung 6: Emissionspegelveränderung ΔLeq einer ganzen Vorbeifahrt für eine Steigungsänderung um 1% in Abhängigkeit der Steigung für die vier Verkehrsszenarien. Lesebeispiel: bei 6% Steigung führt im Szenario 2 eine Steigungsänderung um 1% (7 statt 6%) zu einer Leq -Änderung von 0.2 dB(A).

3.6 Lufttemperatur

Die Reifengeräuschkomponente in sonROAD18 ist temperaturabhängig. Der Einfluss auf das Totalgeräusch ist damit abhängig von den relativen Anteilen Reifengeräusch und Antriebsgeräusch. Im Sinne einer *worst-case* Betrachtung werden hier vier Verkehrsszenarien mit ausschliesslich Personenwagen (für welche der Reifengeräuschanteil am grössten ist) bei unterschiedlichen Geschwindigkeiten (30, 50, 80, 120 km/h) untersucht. Im Übrigen wurden Referenzbedingungen (Belagseinfluss $\Delta L_{W,R,road}[i] = 0$, ebene Strasse) angenommen.

Tabelle 11 zeigt die entsprechenden Lufttemperatursensitivitäten. Die bei tiefen Geschwindigkeiten geringfügig kleinere Temperaturabhängigkeit widerspiegelt die geschwindigkeitsabhängige relative Bedeutung des Reifengeräusches.

	v = 30 km/h	v = 50 km/h	v = 80 km/h	v = 120 km/h
Pegelunterschied [dB(A)] pro °C	-0.06	-0.07	-0.08	-0.08

Tabelle 11: Emissionspegelveränderung für eine Lufttemperaturzunahme um 1°C in Abhängigkeit der Geschwindigkeit für reinen PW-Verkehr.

3.7 Vertikale Abstrahlcharakteristik

sonROAD18 geht für zunehmenden Elevationswinkel und wachsende Frequenz von einer schwächer werdenden Abstrahlung aus. Im Modell ist dies fahrzeugkategorien-spezifisch als frequenz- und winkelabhängige Korrektur des Gesamtgeräuschs formuliert. Zur Untersuchung der Bedeutung dieser vertikalen Abstrahlcharakteristik auf den A-bewerteten Summenpegel werden hier Emissionspegel für unterschiedliche Verkehrszusammensetzungen bei verschiedenen Geschwindigkeiten berechnet (Abbildung 7). Der Verkehr setzt sich ausschliesslich aus den beiden Kategorien PW (Kategorie 3) und LKW (Kategorie 8) zusammen, wobei der LKW- bzw. N2-Anteil zwischen 0 und 15% variiert wird. Im Übrigen werden Referenzbedingungen (Belagseinfluss $\Delta L_{W,R,road}[i] = 0$, ebene Strasse, Lufttemperatur = 10°) angenommen.

Die in Abbildung 7 dargestellten Ergebnisse zeigen allgemein relativ geringe Abhängigkeiten von der Geschwindigkeit und dem Schwerverkehrsanteil. In allen untersuchten Konstellationen ist bis zu einem Elevationswinkel von 30° die vertikale Richtwirkung im A-Pegel kleiner als 0.5 dB(A). Im Bereich von 55° findet sich die grösste Steigung in den Kurven, d.h. auf ein Grad Winkeländerung bezogen resultiert eine maximale Emissionsänderung von rund -0.07 dB(A). Bei 90° schliesslich ist die Abstrahlung rund 3.5 dB(A) schwächer als unter 0°.

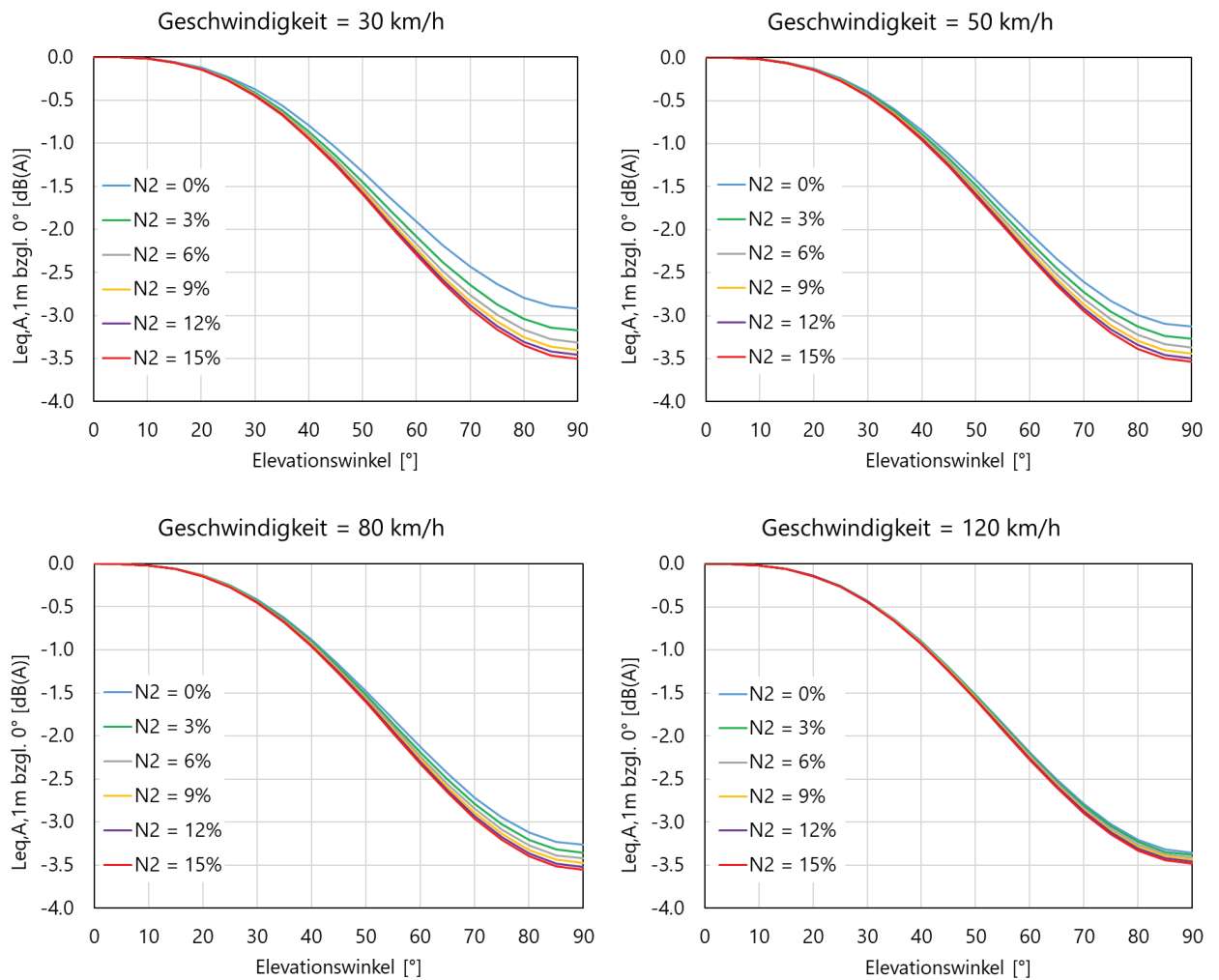


Abbildung 7: Vertikale Abstrahlcharakteristik des A-bewerteten Summenpegels bzgl. der Horizontalrichtung 0° für unterschiedliche Geschwindigkeiten und Verkehrszusammensetzungen (Schwerverkehrsanteil $N2$).

4 Sensitivitätsanalyse des Ausbreitungsmodells ISO 9613-2

4.1 Übersicht

Für Immissionsberechnungen wird das sonROAD18 Emissionsmodell an das im internationalen Standard ISO 9613-2 beschriebene Ausbreitungsmodell gekoppelt. Eine Ausbreitungsberechnung gemäss ISO 9613-2 erlaubt die Bestimmung der Ausbreitungsdämpfung von einem Quellenpunkt zu einem Empfangspunkt. Eine ausgedehnte Quelle – beispielsweise eine Strasse – wird durch einzelne Punkte repräsentiert und so auf den Punkt-Punkt-Ausbreitungsfall zurückgeführt.

Die hier durchgeführten Berechnungen machen keine Aussage zur Genauigkeit des Modells an sich, sondern sollen zeigen, wie empfindlich der gemäss ISO 9613-2 berechnete Immissionspegel auf Änderungen der ausbreitungsrelevanten Parameter reagiert. Aus dieser Sensitivitätsanalyse kann abgeleitet werden, welche Genauigkeitsanforderungen an die Situationsbeschreibung zu stellen sind.

Als potenziell kritische Geometriegrössen werden die Höhe eines abschirmenden Hindernisses und die Empfängerhöhe im Übergang der Hindernisabschattung vermutet und untersucht. Als weitere Parameter werden die Bodeneigenschaften und die Lufttemperatur beobachtet.

4.2 Schirmende Elemente

Die Untersuchungen werden für die in Abbildung 8 gezeigte Prototyp-Ausbreitungssituation durchgeführt. In Quellennähe wird der Boden akustisch hart ($G_1 = 0$), im Übrigen akustisch weich ($G_2 = 1$) angenommen. Im Abstand von 10 m von der 2 km langen Linienquelle (Verkehrsszenario 80 km/h und 8% LKW Anteil bei 10° Lufttemperatur) verläuft ein Hindernis der Höhe $h_H = 0.2$ m, 1.0 m bzw. 4.0 m. Jeweils in den Abständen 20, 50, 100, 200 und 500 m wird ein Empfängerarray auf 0.1 bis 10 m über Boden mit einer Höhenschrittweite von 0.1 m aufgespannt. Die Analyse evaluiert für jede Empfängerposition die Immissionspegel bzw. die -änderung bei einer Variation der Hindernishöhe h_H um ± 0.1 m.

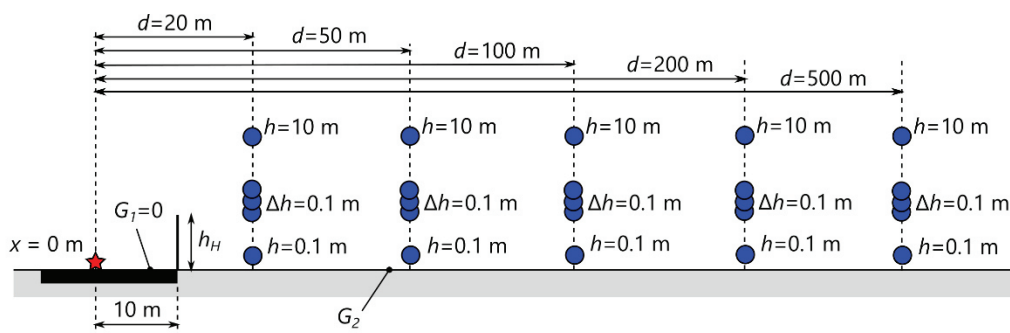


Abbildung 8: Ausbreitungssituation zur Untersuchung der Immissionspegelsensitivität hinsichtlich der Hindernishöhe h_H . Der rote Stern markiert die in der Mitte einer 20 m breiten Strasse angenommene Linienquelle, die blauen Punkte repräsentieren die Empfängerpunkte.

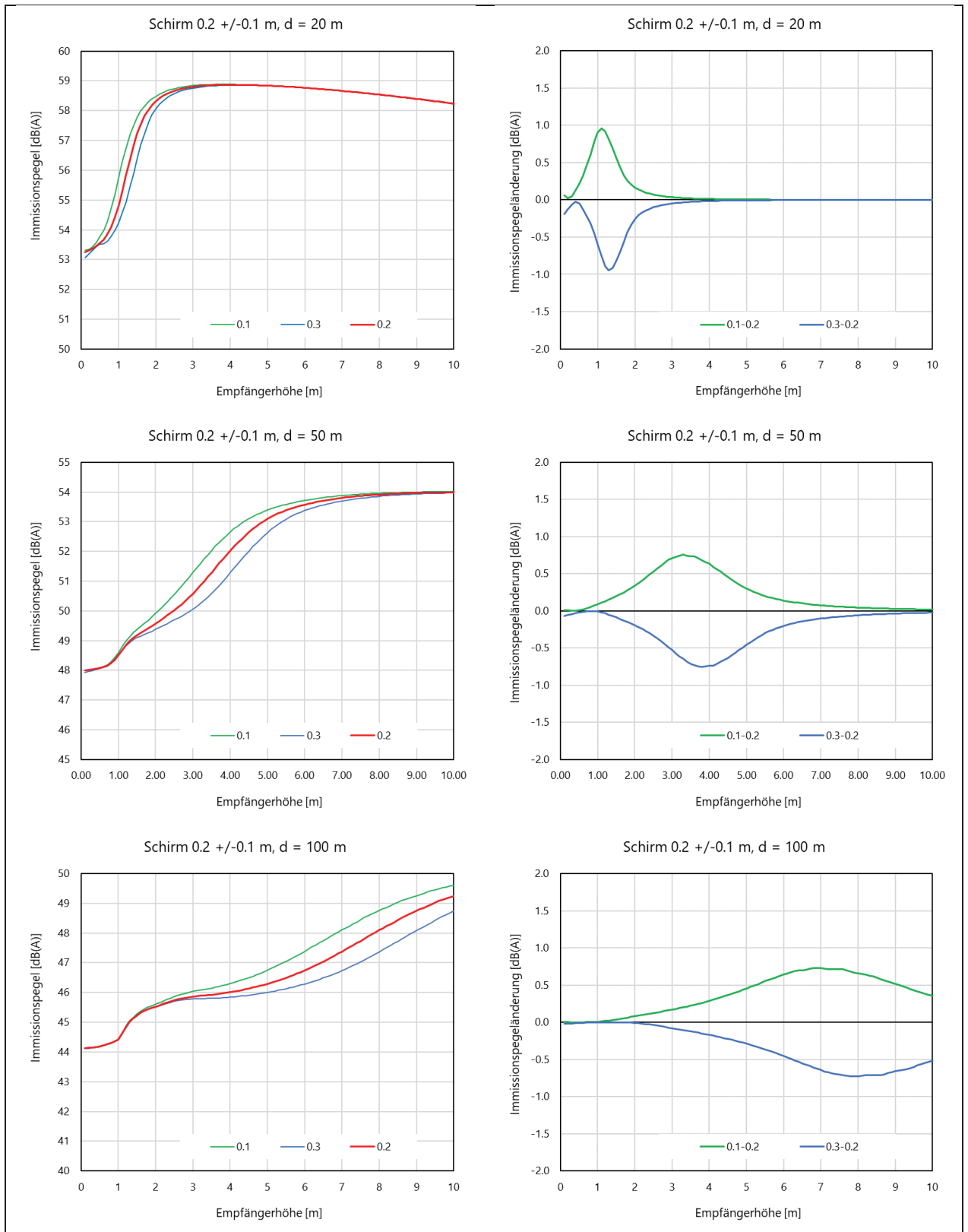
In Abbildung 9 werden die Ergebnisse für den nominal 0.2 m hohen Schirm gezeigt. Die grössten Sensitivitäten ergeben sich im kürzesten Abstand von 20 m auf einer Empfängerhöhe von rund 1 m. Hier ändert sich der Immissionspegel um nahezu 1 dB(A) bei einer Schirmhöhenänderung von 0.1 m. Mit wachsendem

Abstand zur Quelle nimmt auch die Höhe des am empfindlichsten reagierenden Empfängers zu, allerdings verringert sich die Immissionspegeländerung insgesamt und verschwindet in einer Entfernung von 500 m praktisch ganz.

Abbildung 10 zeigt die Sensitivität für einen nominal 1.0 m hohen Schirm. Wiederum sind die Immissionspegeländerungen im Abstand von 20 m am grössten. Das Maximum von knapp 1 dB(A) wird hierbei für eine Empfängerhöhe von rund 3 m erreicht. Wie beim 0.2 m hohen Schirm nimmt die Sensitivität mit zunehmendem Abstand ab.

Schliesslich zeigt Abbildung 11 die Immissionspegeländerungen für einen nominal 4.0 m hohen Schirm. Das Maximum beträgt wiederum knapp 1 dB(A) und wird im Abstand von 20 m auf einer Höhe von rund 9 m erreicht. In grösseren Abständen beträgt die Sensitivität nahezu empfängerhöhenunabhängig rund 0.2 dB(A).

Zusammenfassend kann gefolgert werden, dass in Anwesenheit eines abschirmenden Elementes eine diesbezügliche Höhenunsicherheit von 0.1 m eine *worst-case* Immissionspegelunsicherheit von knapp 1 dB(A) zur Folge hat. Die kritischste Empfängerhöhe liegt im beleuchteten (nicht abgeschatteten) Bereich etwas oberhalb der Sichtlinie, die von der Quelle über die Schirmkante verläuft. Dies ist auf die Ausblendfunktion der Hinderniswirkungsformel (Formalismus des negativen Umwegs) zurückzuführen.



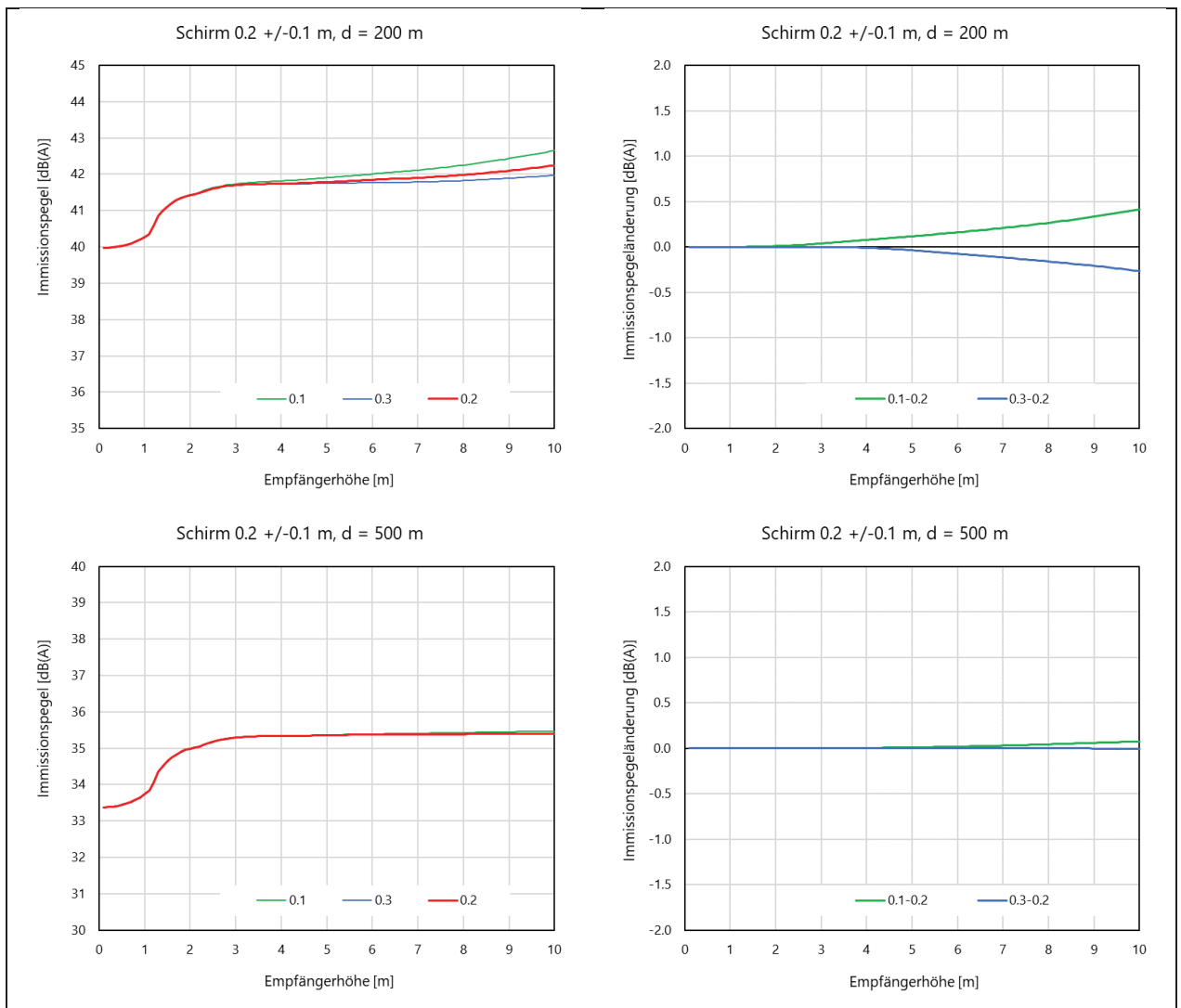
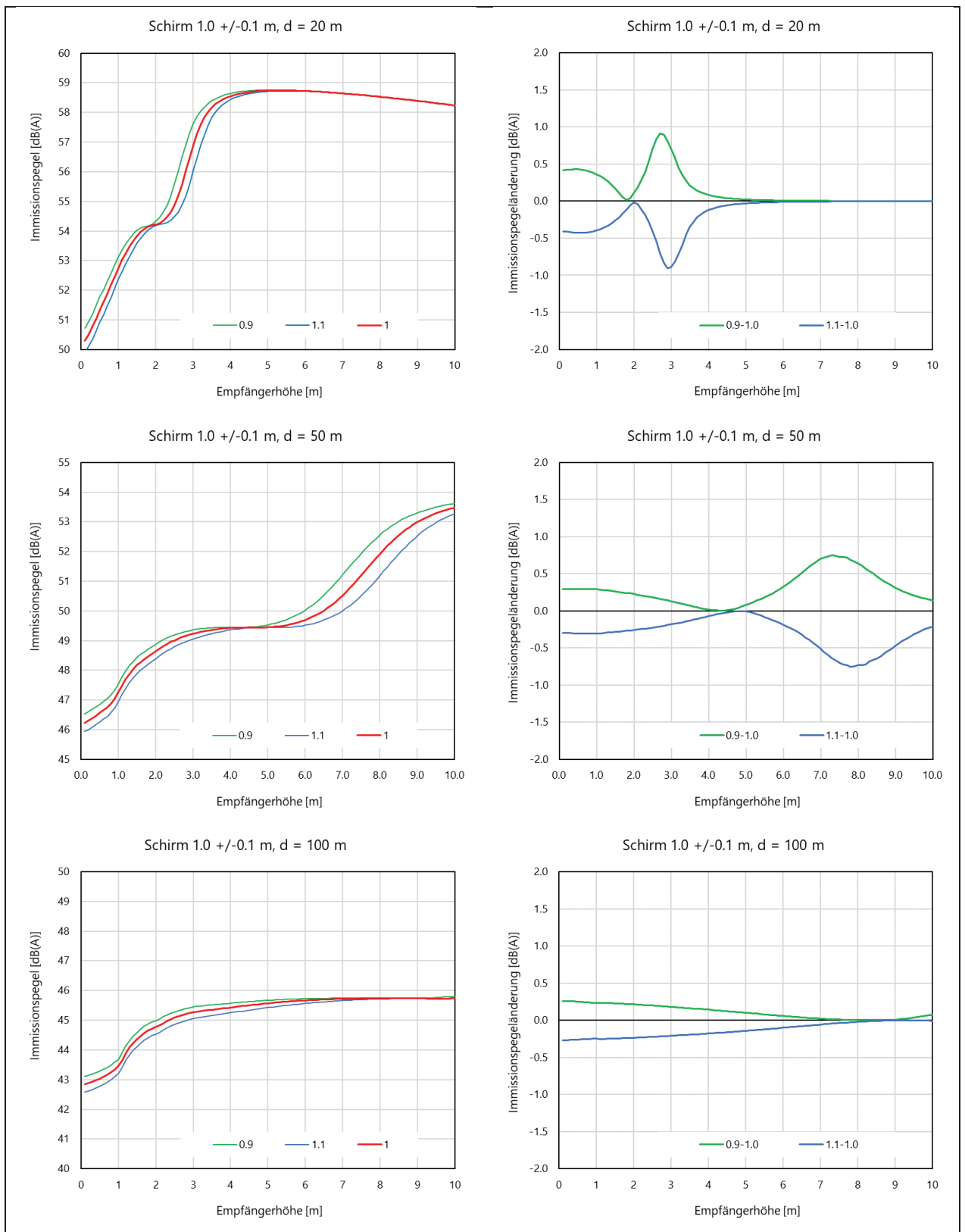


Abbildung 9: Berechnete Immissionspegel für einen Schirm von nominal 0.2 m Höhe und bei einer Abweichung von ± 0.1 m an Empfangspunkten auf Höhen zwischen 0.1 und 10 m in unterschiedlichen Abständen d . Die linke Spalte zeigt die absoluten Immissionspegel für die drei Schirmhöhen, die rechte Spalte zeigt die Differenzen bzgl. der Nominalhöhe.



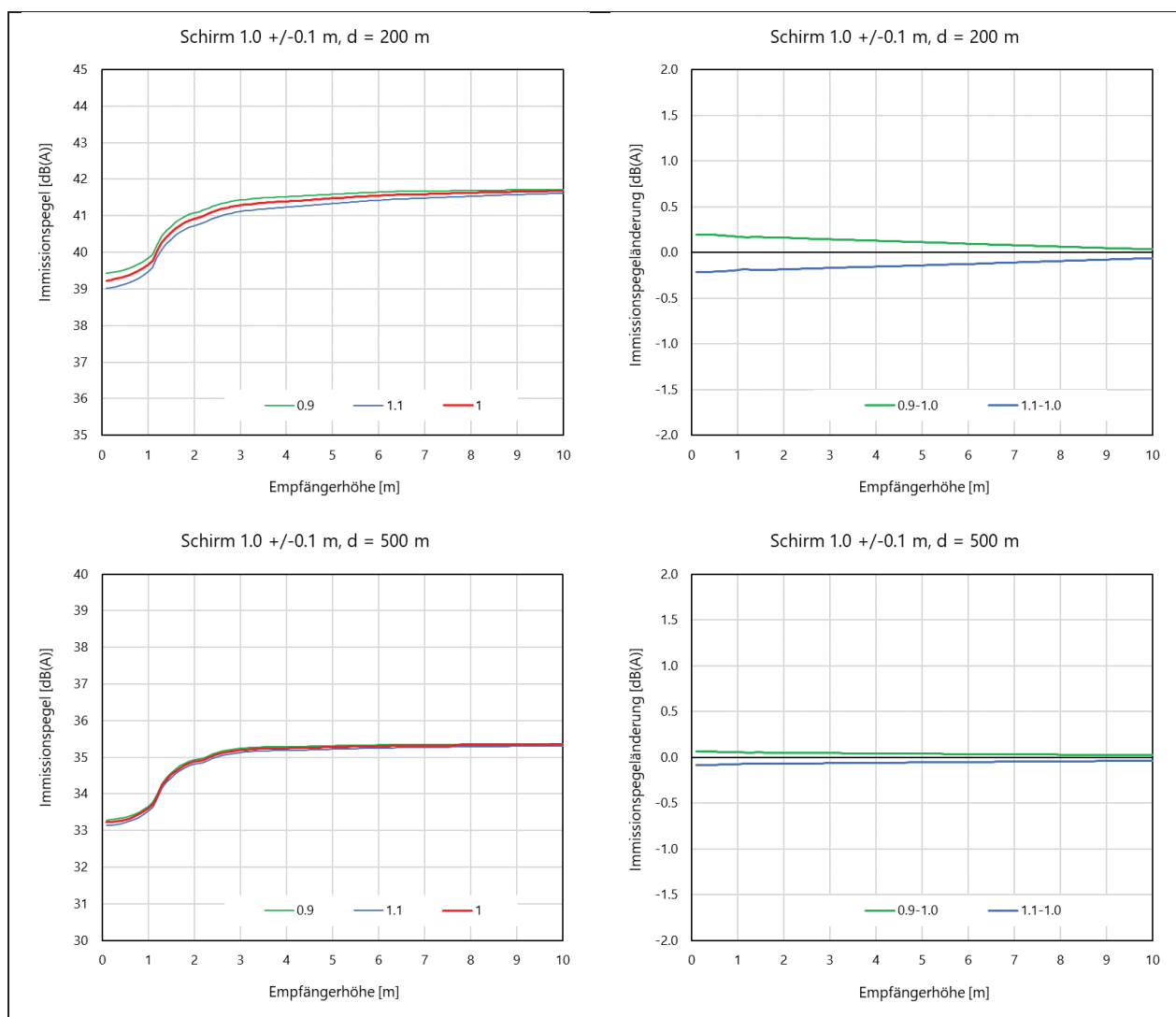
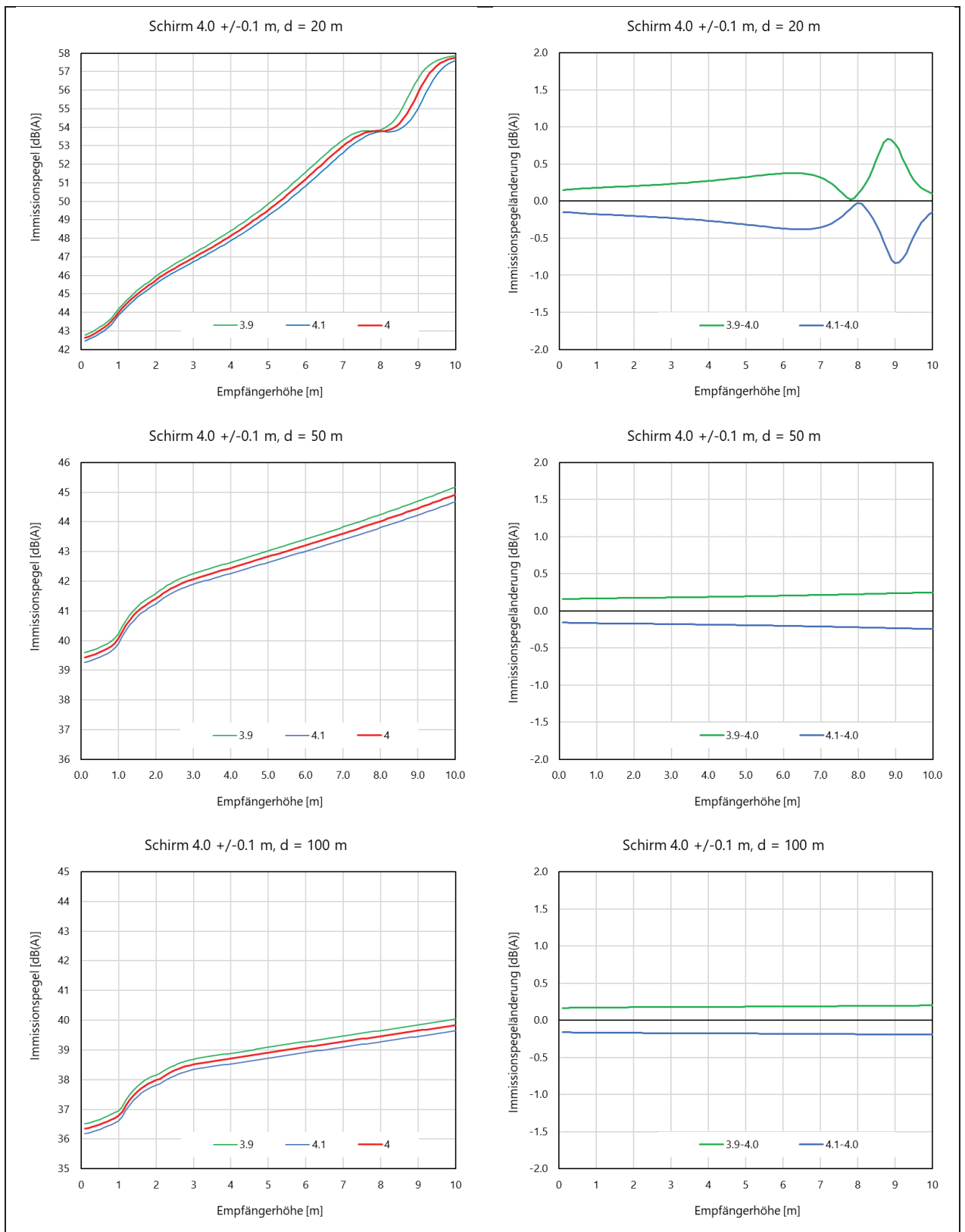


Abbildung 10: Berechnete Immissionspegel für einen Schirm von nominal 1.0 m Höhe und bei einer Abweichung von ± 0.1 m an Empfangspunkten auf Höhen zwischen 0.1 und 10 m in unterschiedlichen Abständen d . Die linke Spalte zeigt die absoluten Immissionspegel für die drei Schirmhöhen, die rechte Spalte zeigt die Differenzen bzgl. der Nominalhöhe.



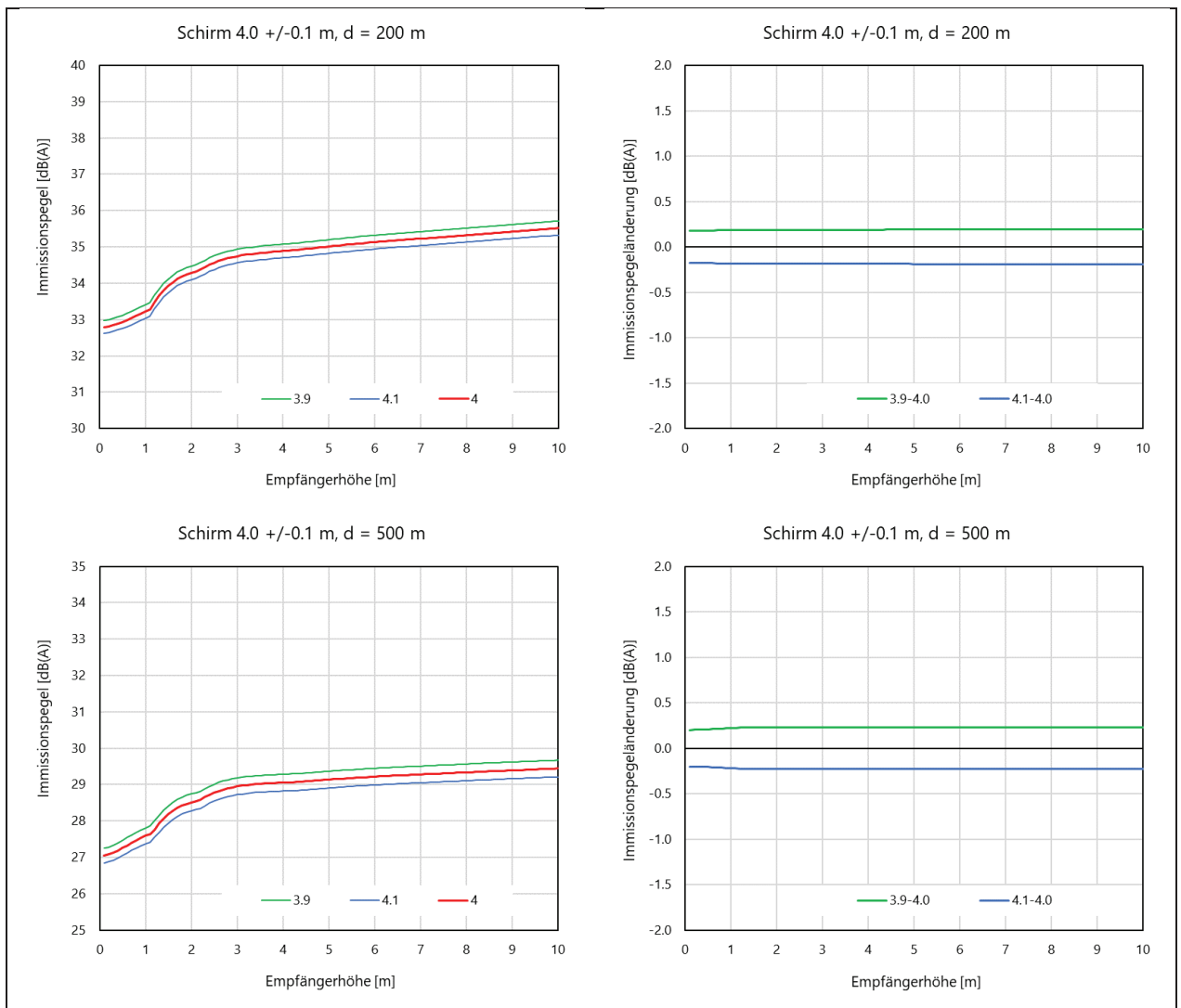


Abbildung 11: Berechnete Immissionspegel für einen Schirm von nominal 4.0 m Höhe und bei einer Abweichung von ± 0.1 m an Empfangspunkten auf Höhen zwischen 0.1 und 10 m in unterschiedlichen Abständen d . Die linke Spalte zeigt die absoluten Immissionspegel für die drei Schirmhöhen, die rechte Spalte zeigt die Differenzen bzgl. der Nominalhöhe.

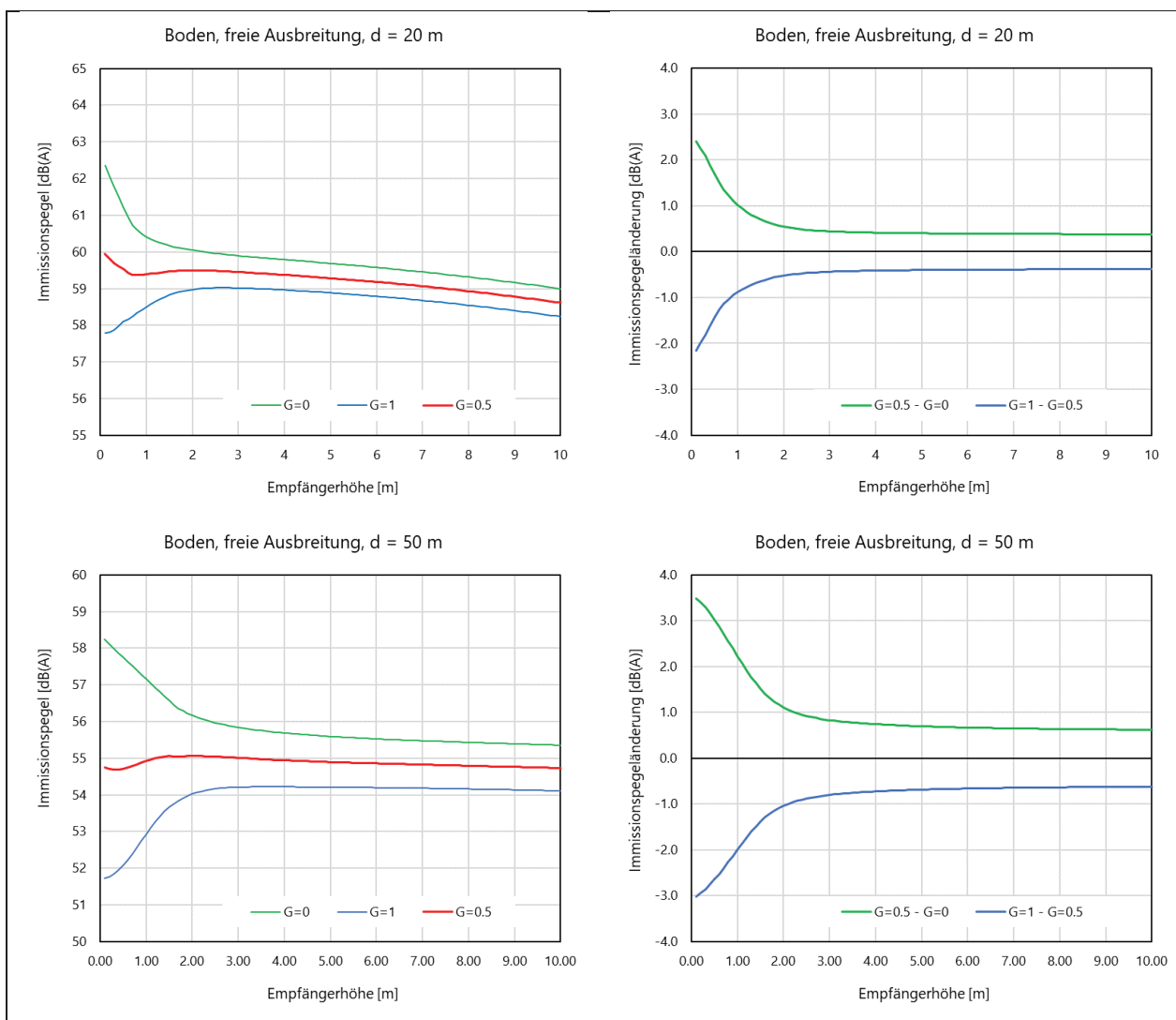
4.3 Bodentyp

Die Untersuchungen werden ebenfalls für die oben in Abbildung 8 gezeigte Prototyp-Ausbreitungssituation durchgeführt. In Quellennähe wird der Boden wiederum akustisch hart ($G_1 = 0$) angenommen, die Eigenschaft des Bodens ab dem Strassenrand bis zum Empfänger wird aber hier in drei Schritten variiert ($G_2 = 0, 0.5, 1$). Die Emission wird durch eine 2 km lange Linienquelle (Verkehrsszenario 80 km/h und 8% LKW Anteil bei 10° Lufttemperatur) erzeugt. Die Ausbreitung erfolgt in einem ersten Durchlauf frei, im zweiten Durchlauf teilabgeschirmt durch eine 1 m hohe Wand, die im Abstand von 10 m parallel zur Quelle verläuft. Jeweils in den Abständen 20, 50, 100, 200 und 500 m wird wie oben ein Empfängerarray auf 0.1 bis 10 m über Boden mit einer Höhenschrittweite von 0.1 m aufgespannt.

Abbildung 12 und Abbildung 13 zeigen die Ergebnisse für die freie bzw. die abgeschirmte Ausbreitung. Sowohl ohne als auch mit Hindernis zeigen sich sehr ähnliche Immissionspegelabhängigkeiten vom Bodentyp. Die Sensitivität nimmt mit zunehmender Distanz zur Quelle zu und mit wachsender Empfängerhöhe ab. Für eine exemplarische Empfängerhöhe von 4 m ergeben sich distanzabhängige Immissionspegelunterschiede bei Ausbreitung über hartem bzw. weichem Boden gemäss Tabelle 12. Weiter fällt auf, dass in den meisten Konstellationen (Ausnahme: kleine Empfängerhöhen im Falle der abgeschirmten Ausbreitung) die Kurven für harten bzw. weichen Boden nahezu symmetrisch bzgl. des gemischten Bodens ($G = 0.5$) liegen.

20 m	50 m	100 m	200 m	500 m
0.8 dB(A)	1.5 dB(A)	2.0 dB(A)	3.1 dB(A)	3.9 dB(A)

Tabelle 12: Immissionspegelunterschiede bei Ausbreitung über hartem bzw. weichem Boden in Abhängigkeit der Entfernung zur Strasse.



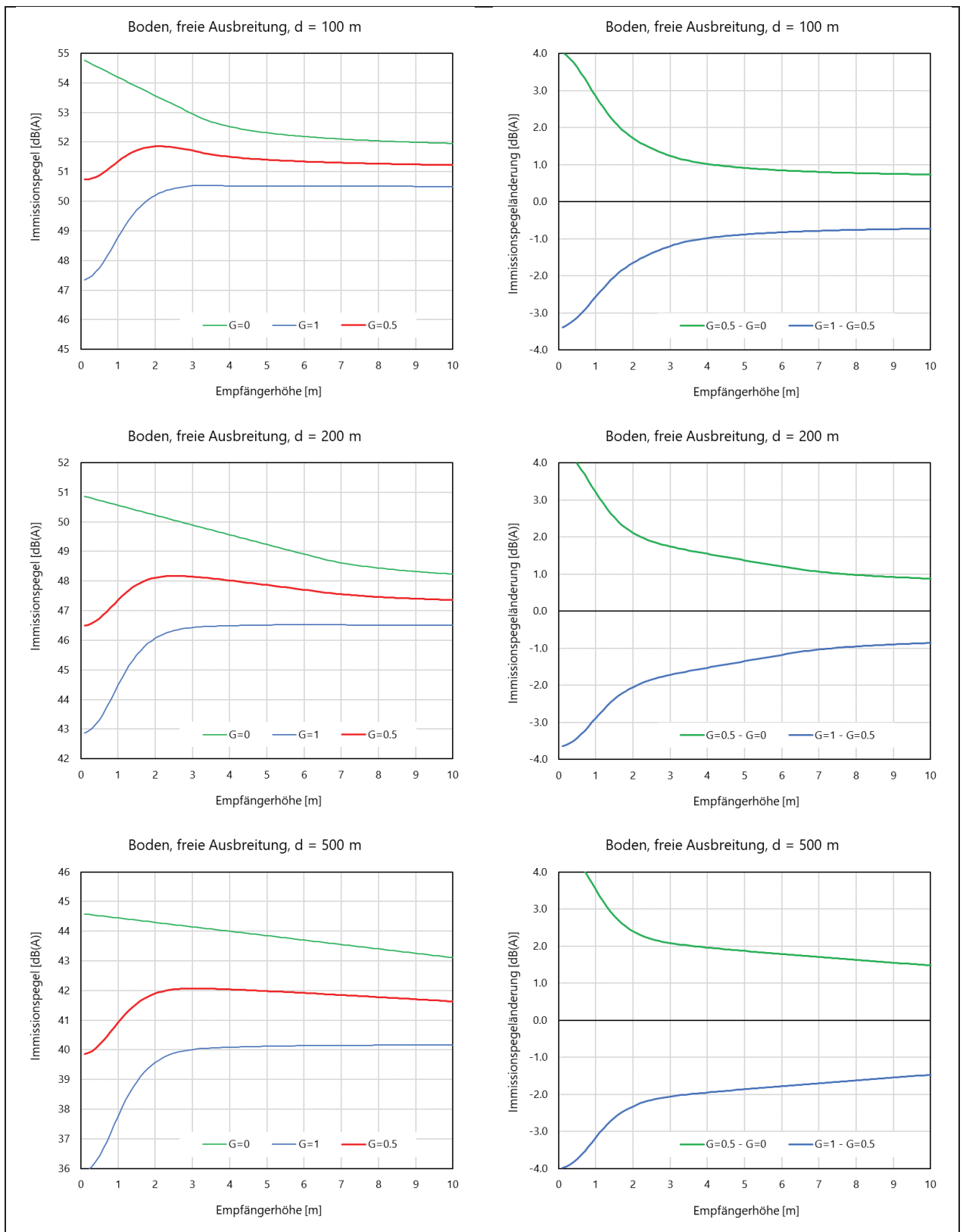
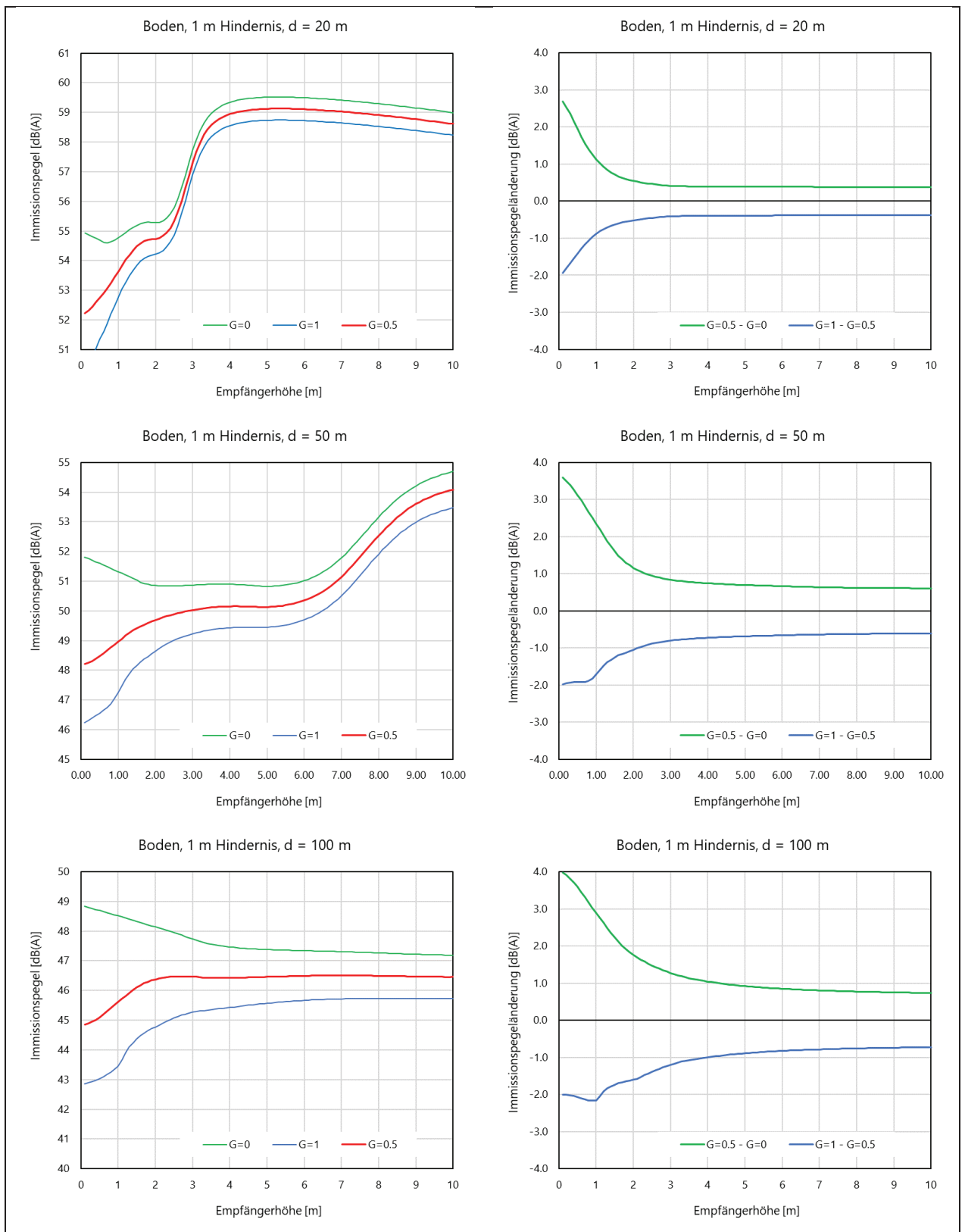


Abbildung 12: Berechnete Immissionspegel bei freier Ausbreitung über hartem ($G=0$), gemischtem ($G=0.5$) und weichem ($G=1$) Boden an Empfangspunkten auf Höhen zwischen 0.1 und 10 m in unterschiedlichen Abständen. Die linke Spalte zeigt die absoluten Immissionspegel für die drei Bodentypen, die rechte Spalte zeigt die Differenzen bzgl. des gemischten Bodens ($G=0.5$).



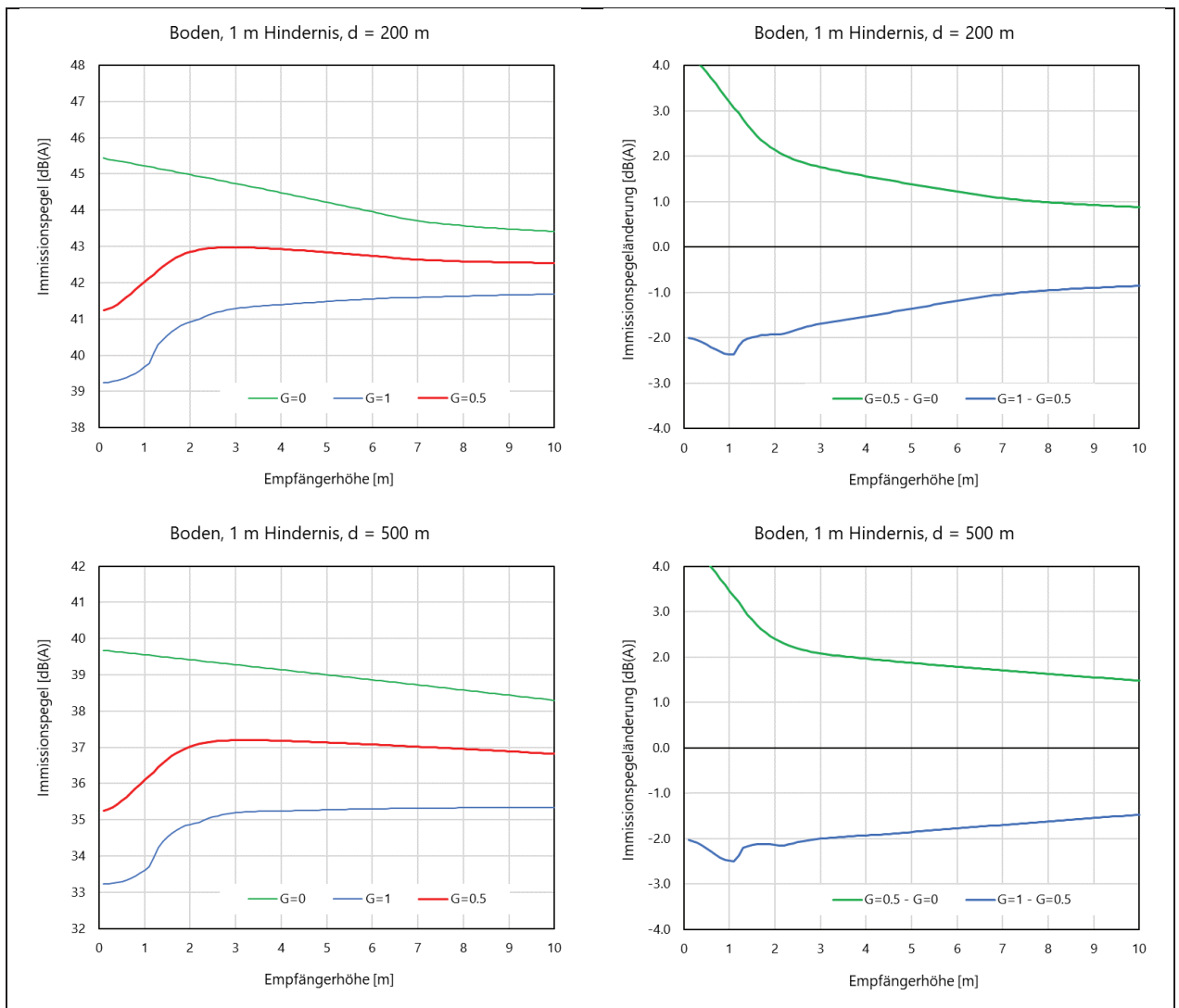


Abbildung 13: Berechnete Immissionspegel bei Ausbreitung über einen 1 m hohen Schirm über hartem ($G=0$), gemischtem ($G=0.5$) und weichem ($G=1$) Boden an Empfangspunkten auf Höhen zwischen 0.1 und 10 m in unterschiedlichen Abständen. Die linke Spalte zeigt die absoluten Immissionspegel für die drei Bodentypen, die rechte Spalte zeigt die Differenzen bzgl. des gemischten Bodens ($G=0.5$).

4.4 Lufttemperatur

Der Einfluss der Lufttemperatur auf die Luftdämpfung (die Auswirkung auf die Emission wird in Abschnitt 3.6 diskutiert) wird hier für freie Ausbreitung und einen Empfänger auf 4 m über Boden in den Abständen 20, 50, 100, 200 und 500 m untersucht. Die Emission wird durch eine 2 km lange Linienquelle (Verkehrsszenario 80 km/h und 8% LKW Anteil bei konstant angenommenen 10° Lufttemperatur) erzeugt. Die resultierenden Immissionspegel werden für den Temperaturbereich $T = -10^\circ \dots +30^\circ$ bestimmt, wobei die Luftfeuchte konstant auf 70% gehalten wird.

Die Abbildung 14 zeigt die berechneten Immissionspegel in Abhängigkeit der Lufttemperatur bezogen auf 10°C. Bei dem hier angenommenen typischen Strassenlärm-Emissionsspektrum führt eine Lufttemperatur zwischen 10 und 15°C (bei 70% Luftfeuchte) zu einem Minimum der Luftdämpfung. Für tiefere und höhere Temperaturen nimmt die Luftdämpfung zu bzw. die Immission ab.

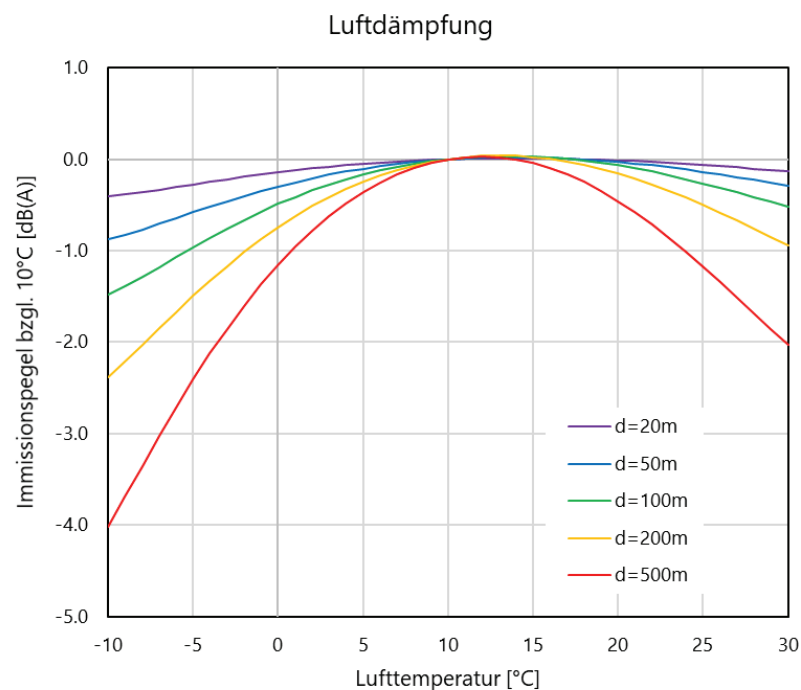


Abbildung 14: Berechnete Immissionspegel in Abhängigkeit der Lufttemperatur (als Einfluss auf die Luftdämpfung) bei Ausbreitung über Distanzen von 20 bis 500 m bezogen auf den Pegel bei 10°C.

5 Referenzen

- [BAFU 2021]** BAFU (Hrsg.) 2021: Strassenlärm-Berechnungsmodell sonROAD18. Aufbereitung Eingabedaten und Ausbreitungsrechnung. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 2127: 29 S.
- [Empa 2018]** Heutschi K, Locher B, 2018: sonROAD18 - Berechnungsmodell für Strassenlärm, erstellt im Auftrag des BAFU, Abteilung Lärm und NIS.
- [Empa 2020]** Heutschi K, 2020: sonROAD18 - Berechnungsmodell für Strassenlärm - Weiterentwicklungen und Ergänzungen, Version 2.0, erstellt im Auftrag des BAFU, Abteilung Lärm und NIS.
- [G+P 2020]** Bühlmann E., Schlatter, F., Schindler J., 2020: Ermittlung von CPX-Standardspektren für sonROAD18, erstellt im Auftrag des BAFU, Abteilung Lärm und NIS.
- [ISO 9613-2]** International Standard ISO 9613-2, Acoustics - Attenuation of sound during propagation outdoors - Part 2: General method of calculation, 15.12.1996 (First Edition).
- [ISO/TR 17534-3]** Technical Report ISO/TR 17534-3, Acoustics — Software for the calculation of sound outdoors — Part 3: Recommendations for quality assured implementation of ISO 9613-2 in software according to ISO 17534-1, 15.01.2015 (First edition).
- [Leitfaden 2006]** Schguanin G., Ziegler T. 2006: Leitfaden Strassenlärm. Vollzugshilfe für die Sanierung. Stand: Dezember 2006. Umwelt-Vollzug Nr. 0637. Bundesamt für Umwelt, Bern. 46 S.
- [Mioduszewski 2020]** Mioduszewski P., 2020: FINAL REPORT ON THE ROUND ROBIN TEST 2019 - SWISS CPX TRAILERS COMPARISON, erstellt im Auftrag des Bafu, Abteilung Lärm und NIS.