

BERICHT

Ergänzende EIA-Gasproduktion N05-A

Kunde:ONE-Dyas B.V.

Referentie: BG6396-IB-RP-211223-1511

Status:Final/00

Datum:24.

Dezember 2021

*Gemeinsam die
Gesellschaft verbessern*

HASKONINGDHV NIEDERLANDE B.V.

Kontakt Straße 47
1014 AN Amsterdam
Industrie und
Bauwesen
Handelsregisternummer: 56515154

+31 88 348 95 00 **T**
reception.ams-cw@nl.rhdhv.com **E**
royalhaskoningdhv.com **W**

Titel des Dokuments: Ergänzende EIA-Gasproduktion N05-A

Untertitel: Ergänzende EIR N05-A
Referenz: BG6396-IB-RP-211223-1511
Status: 00/Endgültig
Datum: 24. Dezember 2021
Name des Projekts: EIA N05-A
Projekt Nr: BG6396

Klassifizierung

Projektbezogen

Sofern nicht anders mit dem Kunden vereinbart, darf kein Teil dieses Dokuments vervielfältigt oder veröffentlicht oder für einen anderen Zweck als den, für den es erstellt wurde, verwendet werden. HaskoningDHV Nederland B.V. übernimmt keine Verantwortung oder Haftung für dieses Dokument, außer gegenüber dem Auftraggeber.

Bitte beachten Sie: Dieses Dokument kann personenbezogene Daten von Mitarbeitern von HaskoningDHV Nederland B.V. enthalten. Vor der Veröffentlichung (oder anderweitigen Weitergabe) muss dieses Dokument anonymisiert werden oder es muss die Erlaubnis eingeholt werden, dieses Dokument mit personenbezogenen Daten zu veröffentlichen. Dies ist nicht erforderlich, wenn die Gesetze oder Vorschriften eine Anonymisierung nicht zulassen.

Inhalt

1	Einleitung	
1.1	Die modifizierte VKA	
1.2	Leitfaden	
2	Nützlichkeit und Notwendigkeit des	N05-A-Projekts
3	Zusätzliche Studie über die Auswirkungen der	Ableitung von
	Produktionswasser	
3.1	Einleitung	
3.2	Herkunft des	Produktionswassers
3.3	Ausbreitungsberechnungen	
3.4	Ökotoxikologische	Studien
3.5	Bewertung	und Schlussfolgerungen
4	Auswirkungen auf die	Trauerente
4.1	Verbreitung der	Trauerente
4.2	Störungsquellen für die	Trauerente
4.3	Auswirkungen der modifizierten VKA auf den gemeinsamen	Skoter
4.4	Bewertung	und Schlussfolgerungen
5	Stickstoffablagerung	
5.1	Geschichte	
5.2	Aktualisierung der NO _x - und	NH ₃ -Emissionen
5.3	Getroffene und noch zu	treffende Abhilfemaßnahmen
5.4	Berechnung der	Stickstoffdeposition
5.5	Ökologische	Folgenabschätzung der Stickstoffdeposition
5.6	Versorgungsanschluss	
6	Kumulierung	von Umweltauswirkungen
6.1	Was in der Umweltverträglichkeitsprüfung und dem	Naturtest beschrieben wird
6.2	Mögliche Auswirkungen der geänderten	VKA
6.3	Bewertung der Kumulierung	
6.4	Schlussfolgerungen	zur Kumulierung
7	Angepasste	bevorzugte Alternative
7.1	Neuer, weiter südlich gelegener	Bahnsteigstandort
7.2	Beseitigung von Bohrklein und	Schlamm
7.3	Vertikale seismische	Profilierung wird nicht mehr
	durchgeführt	



7.5 Übersicht neu VKA68

8 Folgenabschätzung

neu VKA71

8.1 Relevante Umweltthemen71

8.2 Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem

VKA81

8.3 Bewertung

und Schlussfolgerung83

9 Literatur84

Tische

Tabelle 3-1: Maximale Tagesmittelwerte der Konzentrationen der gelösten Stoffe in der Bodenwasserschicht pro Beobachtungspunkt für das Szenario März-Juni in g/l11

Tabelle 3-2: Maximale Tagesmittelwerte der Konzentrationen der gelösten Stoffe in der Bodenwasserschicht pro Beobachtungspunkt für das Szenario September-Dezember in g/l11

Tabelle 4-1: Störungsquellen und Entfernungen der einzelnen

Aktivität

en22

Tabelle 5-1: Historie der stickstoffrelevanten Dokumente im Zusammenhang mit der Genehmigung N05-A

26

Tabelle 5-2: Übersicht der Emissionsquellen und Emissionen von

VKA28

Tabelle 5-3: Zusammenfassung der NOx-Emissionen bei konventioneller Umsetzung des N05-A-Projekts und mit der Reduzierung der vorgesehenen Minderungsmaßnahmen.

30

Tabelle 5-4: AERIUS-Berechnungsergebnisse für die vier

Berechn

ungsjahre31

Tabelle 5-5: Zusammenfassung der Stickstoffdeposition in stickstoffsensiblen Natura 2000-Gebieten (mol/ha/y im Jahr der Errichtung (Jahr 2))

31

Tabelle 5-6: Klassifizierung der Empfindlichkeitsklassen für Lebensraumtypen und Zeitpfad für den tatsächlichen Flächenverlust eines Lebensraumtyps aufgrund von Qualitätsverlusten durch Stickstoffdeposition (Quelle: Royal HaskoningDHV, 2019 und Aktualisierung als Ergebnis der Expertensitzung im November 2019)

33

Tabelle 6-1: Im Rahmen des

ungstests untersuchte

Kumulier

49

Projekte

Tabelle 7-1: Aspekte, die von ONE-Dyas bei der

erhebung berücksichtigt

Standort

5

wurden5

Tabelle 7-2: Geschätzte Mengen an freigesetzten Stoffen, die je nach Variante als Abfall

ab

geleitet oder entsorgt werden.

64

Tabelle 7-3: Zusammenfassung der jährlichen Emissionen von Stoffen im Produktionswasser während der Produktionsphase

sMeer66

in

Tabelle 7-4: Gliederung der VKA für das
N05-A68

Projekt

Tabelle 8-1: Zusammenfassung der Bewertung der ursprünglichen und der modifizierten VKA nach
Abschwächung

82

Tabelle 9-1: Emissionen Dieselgeneratoren Bohranlage (Quelle: KW3-20200099R01, Tabelle 01 und Tabelle
02)2

Tabelle 9-2: Bestimmung der NOx-Emissionsbelastung durch das Abfackeln von Gas während der
Bohrung auf der Bohrinself- Jahr1undJahr32

Tabelle 9-3: Ermittlung der Emissionsfrachten durch Versorgungsschiffe für die Produktionsplattform im
Jahr 1 und Jahr 33

Tabelle 9-4: Bestimmung der NOx-Emissionsbelastung für Hubschrauber, die die Bohrplattform im Jahr 1, Jahr 3 und Jahr 43 nutzen	n
Tabelle 9-5: Ermittlung der Emissionsbelastung durch Wachtschiffe im Umfeld der Plattform	Bohrins
Tabelle 9-6: Ermittlung der Emissionsbelastung durch die Aufstellung der Produktionsplattform	Produkt
Tabelle 9-7: Ermittlung der Emissionsbelastung durch die Verlegung der Gasleitung und die Anbindung an die bestehende NGT-Leitung	
Tabelle 9-8: Ermittlung der Emissionsbelastung durch die Verlegung des Kabels	Stromk
Tabelle 9-9: Emissionen Dieselgeneratoren	Bohranl
Tabelle 9-10: Bestimmung der NOx-Emissionsbelastung des Notstromdieselaggregats (monatlicher Testlauf) auf der Produktionsplattform	
Tabelle 9-11: Übersicht über die verwendeten Referenzgefäße	verwen

Zahlen

Abbildung 1-1: Ursprünglicher und neuer Standort der Förderplattform, einschließlich der Lage der Gasfelder und der neuen Trasse der Gaspipeline und des Kabels zum Windpark Riffgat.	3
Abbildung 2-1: Herkunft und Verwendung von Energie und Zukunftsprognose Niederlande	für die
Abbildung 2-2: Ökologischer Fußabdruck Gasimport und Eigenproduktion in gr_{CO_2} eq/MJ. (Zusammengestellt aus verschiedenen Quellen: Energy Insights LNG Emissionskurve, IEA, Pressearche und ONE-Dyas)	5
Abbildung 2-3: Historische und zukünftige Gasproduktion (Quelle: EZK Jahresbericht 2020)	2020)6
Abbildung 2-4: Gasproduktionsprofil, das für die Bodenbewegungsstudie verwendet wurde, mit einem Gesamtfördervolumen von 22,3 Mrd. Nm ³	
Abbildung 3-1: Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni. Empfindliche Standorte sind mit weißen Quadraten und einer Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austernbank-Renaturierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküste, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die deutsch-niederländische Grenzlinie mit der gestrichelten Linie.	10
Abbildung 4-1: Die Dichte der halbverknotteten Strandmuschel (<i>Ssub</i>) in Anzahl pro m ² (links) und Biomasse in Gramm Frischgewicht/m ² (rechts) im Jahr 2019 (Perdon et al., 2019).	15
Abbildung 4-2: Anzahl der Trauerenten und ihre Verteilung in der Küstenzonen der nordwestlichen Niederlande im März und April 2016. Die farbigen Linien stellen die an den Tagen mit der gleichen Farbe geflogenen Strecken dar (Fijnet al., 2017)	16

Abbildung 4-3: Verbreitung der Trauerente im östlichen Wattenmeer/Wattenküste während der Zählung im

Januar 2018 (Lilipalyet et al., 2018)

17

Abbildung 4-4: Verteilungsmuster der Trauerente im Oktober/November (links) und Dezember/Januar (rechts). Blau = 0,1 - 0,5 Vögel pro km², rot = 2048 und mehr Vögel pro km² (Quelle: Leopold et al., 2015).

17

Abbildung 4-5: Verbreitung der Trauerente im östlichen Wattenmeer/Wattenküste während der Zählung im August 2019 (Sluijter et al., 2020); der blaue Block zeigt ungefähr den geplanten Standort der

ne

uen Plattform.

18

Abbildung 4-6: Verbreitung der Trauerente im östlichen Wattenmeer/Wattenküste während der Zählung im November 2019 (Sluijter et al., 2020). Der blaue Block zeigt in etwa den geplanten Standort des

ne

uen Bahnsteigs.

19

Abbildung 4-7: Verbreitung der Trauerente im östlichen Wattenmeer/Wattenküste während der Zählung im Januar 2020 (Sluijter et al., 2020). Der blaue Block zeigt in etwa den geplanten Standort des neuen Bahnsteigs.	ne 19
Abbildung 4-8: Mittlere Dichte von Trauerenten im Winter 2015 - 2018. Der blaue Block zeigt in etwa den geplanten Standort des neuen Bahnsteigs.	20
Abbildung 4-9: Mittlere Dichte von Trauerenten im Frühjahr im Zeitraum 2015-2018. Der blaue Block zeigt in etwa den geplanten Standort des neuen Bahnsteigs. Der blaue Block zeigt in etwa den geplanten Standort des neuen Bahnsteigs.	20
Abbildung 4-10: Lage der 60-dB-Störungskontur durch landende Hubschrauber für den neuen Plattformstandort.	22
Abbildung 7-1: Karte des Meeresbodens rund um den Standort der Plattform. Diese Karte enthält zusätzliche Informationen aus Bodenuntersuchungen, die Ende 2021 durchgeführt wurden. Die Sonarkontakte sind durch ein blaues X mit der Höhe über dem Meeresboden gekennzeichnet (das X ist nicht maßstabsgerecht). Magnetische Kontakte sind in rot mit der Stärke in Nanotesla (nT) gegeben.	an 58
Abbildung 7-2: Exkursion von ca. 500 x 500 m auf Route 59	zentraler
Abbildung 7-3: Standort der neuen Plattform und alternative Routen für das Kabel nach Riffgat. Der Ausschnitt unten links zeigt die Situation um den neuen südlichen Bahnsteig und der Ausschnitt unten rechts zeigt die Überquerung der braunen Fläche beim Windpark Riffgat.	60
Abbildung 7-4: Exkursion von ca. 500 x 500 m auf der südlichen sse61	Kabeltra
Abbildung 7-5: Schematische Darstellung einer efilteranlage65	Aktivkohl
Abbildung 7-6: Karte mit dem neuen Standort der Plattform und den geänderten Kabel- und Pipelinetrassen	70

Anhänge

Anhang 1: Fahnenstudie zur Ableitung von Produktionswasser
Anhang 2: Ökotoxikologische Bewertung der Produktionswassereinleitung
Anhang 3: Studie zur Stickstoffdeposition
Anhang 4: Clusterbildung von Lebensraumtypen
Anhang 5: TNO-Studie über Unterwasserlärm
Anhang 6: Periplus-Studie über Archäologie

1 Einführung

Am 13. Oktober 2020 beantragte ONE-Dyas B.V. eine Umweltgenehmigung für den Bau und Betrieb der Offshore-Gasförderplattform N05-A (im Folgenden N05-A). Eine Umweltverträglichkeitsprüfung wurde zusammen mit dem Genehmigungsantrag eingereicht: Umweltverträglichkeitsbericht Gasproduktion N05-A. Nach der Einreichung wurden die Anträge und die Umweltverträglichkeitsstudie zur Einsichtnahme zur Verfügung gestellt, und die Kommission für Umweltverträglichkeitsprüfung (Commissie voor de milieueffectrapportage - im Folgenden: UVP-Kommission) gab eine beratende Stellungnahme zur Umweltverträglichkeitsstudie ab.

Auf der Grundlage der Empfehlungen des UVP-Ausschusses und der Stellungnahmen interessierter Kreise hat ONE-Dyas seinen Plan in Teilen geändert, um die Auswirkungen auf die Umwelt weiter zu verringern. Darüber hinaus wurden zusätzliche Untersuchungen durchgeführt, um die Auswirkungen des Plans genauer zu erfassen. Die Projektänderungen und Ergänzungen zum MER werden in diesem Nachtrag beschrieben:

- 1 Erläuterung des Nutzens und der Notwendigkeit der Gasförderung in N05-A;
- 2 Ein neuer Standort für die Plattform in einem Gebiet, dessen Meeresboden hauptsächlich aus Sand besteht;
- 3 Installation eines Aktivkohlefilters zur Verringerung der Kohlenwasserstoff- und Metallkonzentration im abgeleiteten Produktionswasser;
- 4 Entsorgung von freigesetztem Bohrklein und Schlamm anstelle der Einleitung ins Meer in die Borkum-Steine;
- 5 Verzicht auf die Durchführung von vertikalen seismischen Profilen zur Kartierung des Untergrunds;
- 6 Zusätzliche Forschung zu den ökotoxikologischen Folgen der Ableitung von Produktionswasser;
- 7 Zusätzliche Forschung über die Störung von Trauerenten;
- 8 Neuberechnung der Stickstoffablagerung durch das Projekt auf natürliche Gebiete;
- 9 Erläuterung der kumulativen Auswirkungen, insbesondere der Dauer der verschiedenen Aktivitäten im Plangebiet.

1.1 Die modifizierte VKA

Die oben genannten Änderungen verändern die ursprüngliche bevorzugte Alternative (VKA), wie sie in der ursprünglichen Umweltverträglichkeitsprüfung beschrieben wurde. In den folgenden Kapiteln dieser Ergänzung wird auf diese Änderungen näher eingegangen. Der Übersicht halber werden die Änderungen an der VKA hier in groben Zügen beschrieben.

Der ursprüngliche Plan von ONE-Dyas besteht darin, mit einer neuen Gasförderplattform Erdgas aus dem Meeresboden der Nordsee zu gewinnen. Das geförderte Gas wird zu einer bestehenden NGT-Hauptgastransportleitung auf See geleitet und per Pipeline an Land weiter transportiert. Um das Gas fördern zu können, wird eine selbstfahrende Bohranlage Bohrungen in das Gasfeld N05-A und in mögliche umliegende Gasfelder ("Prospects") vornehmen. Um die Umweltauswirkungen des Projekts so weit wie möglich zu begrenzen, werden sowohl die Produktions- als auch die Bohrplattform elektrifiziert. Der Strom dafür wird aus dem nahe gelegenen Offshore-Windpark Riffgat kommen. Die Karte in Abbildung 1-1 gibt einen Überblick über die Lage der Plattform und der Gasfelder.

Die folgenden Änderungen werden an der ursprünglichen Absicht vorgenommen:

1 Neuer Standort der Plattform

Der Standort der Förderplattform und der Bohrplattform wird um etwa 850 Meter nach Süden verschoben. An dieser Stelle besteht der Meeresboden hauptsächlich aus Sand und es gibt nur wenige große Steine. Steine auf dem Meeresboden ("Hartsubstrat") bieten Lebensraum für verschiedene Arten und tragen zu einem reichen Unterwasserleben bei. Der neue Standort bedeutet, dass sich der Verlauf

Projektrelaten

der Pipeline geringfügig ändern wird. Für das Stromkabel nach Riffgat wurde eine neue Trasse gefunden, die große Steine auf dem Meeresboden vermeidet.

vermieden. Die verschiedenen ergänzenden Studien in dieser Beilage gehen von dem neuen Plattformstandort und den neuen Pipeline- und Kabeltrassen aus.

Durch die Verlagerung nach Süden ist der neue Standort weiter von dem Austernsanierungsprojekt von ARK und WWF entfernt. Im ursprünglichen Plan betrug die Entfernung zum Rand des Sanierungsprojekts etwa 650 Meter und am jetzigen Standort 1500 Meter¹. Die Sichtbarkeit des Plateaus vom Land aus nimmt jedoch leicht zu, da der neue Standort etwas näher an der Küste liegt (19 gegenüber 20 km).

2 Keine VSP-Erhebung

Nach Abschluss einer Bohrung plante ONE-Dyas die Durchführung von VSP-Untersuchungen. VSP steht für Vertical Seismic Profiling und ermöglicht eine detaillierte Kartierung der durchbohrten Erdschichten. Die VSP-Vermessung wird durchgeführt, indem Schallwellen in den Boden getrieben werden. Diese Schallwellen können Meeressäuger und andere Arten stören. ONE-Dyas entschied sich, die VSP-Untersuchung für dieses Projekt nicht durchzuführen, um Störungen durch Unterwasserlärm zu vermeiden.

3 Beseitigung von Bohrklein und Bohrspülungen auf Wasserbasis

Beim Bohren von Gasbohrungen wird Bohrklein freigesetzt. Dabei handelt es sich um gebohrtes Gestein aus dem Bohrloch. Die Bohrspülung wird auch zur Förderung des Bohrkleins und zur Stabilisierung des Bohrlochs verwendet. Es gibt grundsätzlich zwei Arten von Bohrspülungen: auf Wasserbasis und auf Ölbasis. ONE-Dyas plante, wie üblich, das wasserhaltige Bohrklein und den Schlamm vor Ort ins Meer zu leiten und das ölhaltige Bohrklein zur Aufbereitung an Land zu transportieren. Bohrschlamm auf Ölbasis wird zur Wiederverwendung an den Lieferanten zurückgegeben. Das Ablassen von Bohrklein und Schlamm führt zur Ablagerung einer Schicht von Bohrklein um die Plattform und zur Bildung einer trüben Wolke im Meerwasser. In Anbetracht der natürlichen Werte der Borkumer Felsen und der Nähe des Projekts zur Wiederansiedlung von Austern hat ONE-Dyas beschlossen, nicht nur das ölhaltige Bohrklein und den Bohrschlamm, sondern auch das wasserhaltige Bohrklein und den Bohrschlamm zu entsorgen. Dies erfordert zusätzliche Transporte, und das Bohrklein und der Schlamm müssen anderweitig verarbeitet werden.

4 Nachbehandlung des Produktionswassers mit einem Aktivkohlefilter

Bei der Förderung von Erdgas steigt mit dem Erdgas auch Wasser aus dem tief unter der Erde liegenden Gasreservoir auf. Dies wird als Produktionswasser bezeichnet. Dieses Wasser wird auf der Förderplattform abgeschieden, damit das Erdgas transportiert und in das nationale Gasnetz eingespeist werden kann. Das abgeschiedene Wasser wird unter Einhaltung der gesetzlichen Einleitungsbestimmungen ins Meer eingeleitet. Das Wasser enthält noch Spuren von Kohlenwasserstoffen und Metallen aus dem unterirdischen Gasvorkommen. Um die Einleitung dieser Spuren weiter zu reduzieren, installiert ONE-Dyas einen Aktivkohlefilter auf der Produktionsplattform, um die Verunreinigungen im abgeleiteten Wasser zu begrenzen. Die Untersuchung der Auswirkungen des abgeleiteten Produktionswassers basiert auf der Zusammensetzung des extra gereinigten Produktionswassers nach Verlassen des Aktivkohlefilters. Die Funktionsweise des Filters wird in Abschnitt 7.4 beschrieben.

1.2 Leitfaden zum Lesen

In dieser Ergänzung werden zunächst die zusätzlichen Studien in den Kapiteln 2 bis 5 erläutert, während Kapitel 6 zusätzliche Informationen über die im Rahmen der UVP durchgeführte Kumulierungsprüfung enthält. In Kapitel 7 wird dann die neue bevorzugte Alternative (VKA) für die Durchführung des Projekts beschrieben. In Kapitel 8 werden die Umweltauswirkungen der geänderten VKA mit denen der ursprünglichen VKA verglichen und Schlussfolgerungen gezogen. Da der modifizierte VKA bereits in den ergänzenden Studien verwendet wird, werden die wichtigsten Änderungen zunächst kurz erläutert.

Dieser Nachtrag ist in Verbindung mit der ursprünglichen UVP einschließlich der Begleitstudie, die im Oktober 2020 vorgelegt wurde, zu lesen. Die Umweltverträglichkeitsstudie und die Genehmigungsanträge werden [hier](#) veröffentlicht.

¹ Diese Entfernung wird zum nächstgelegenen Punkt des 500 mal 500 großen Gebiets um das Austernsanierungsprojekt berechnet.



Abbildung 1-1: Ursprünglicher und neuer Standort der Förderplattform, einschließlich der Lage der Gasfelder und der neuen Trassen der Gaspipeline und des Kabels zum Windpark Riffgat.

2 Notwendigkeit und Notwendigkeit des Projekts N05-A

In seiner Stellungnahme empfiehlt der UVP-Ausschuss, die Zweckmäßigkeit und Notwendigkeit des Projekts zu prüfen, auch im Hinblick auf die in den Visionen aufgeworfenen Fragen. Dies wird in diesem Kapitel erläutert.

Nutzen und Notwendigkeit des im Inland geförderten Erdgases

Seit Beginn der Förderung in den 1960er Jahren hat das niederländische Erdgas zu einer zuverlässigen und erschwinglichen Energieversorgung der Niederlande und Europas beigetragen. Mit der derzeitigen Energiewende wandelt sich die Rolle von Erdgas von einem Primärenergieträger zu einem Übergangskraftstoff. Die Verringerung der Energienachfrage und die Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energiequellen wie Sonne und Wind dürften letztlich zu einer CO₂-neutralen Energieversorgung im Jahr 2050¹ führen. Allerdings werden die erneuerbaren Energiequellen den Energiebedarf in den kommenden Jahrzehnten nicht vollständig decken können, so dass Erdgas für einen großen Teil der Energieversorgung in den Niederlanden und im übrigen Europa weiterhin unverzichtbar sein wird. Erdgas ist heute und in naher Zukunft von großer Bedeutung für unsere Gesellschaft und Wirtschaft.

Die folgende Abbildung 1-1 gibt einen Überblick über die niederländische Energienachfrage und -versorgung bis zum Jahr 2050 und die entsprechende Nutzung von Energiequellen.

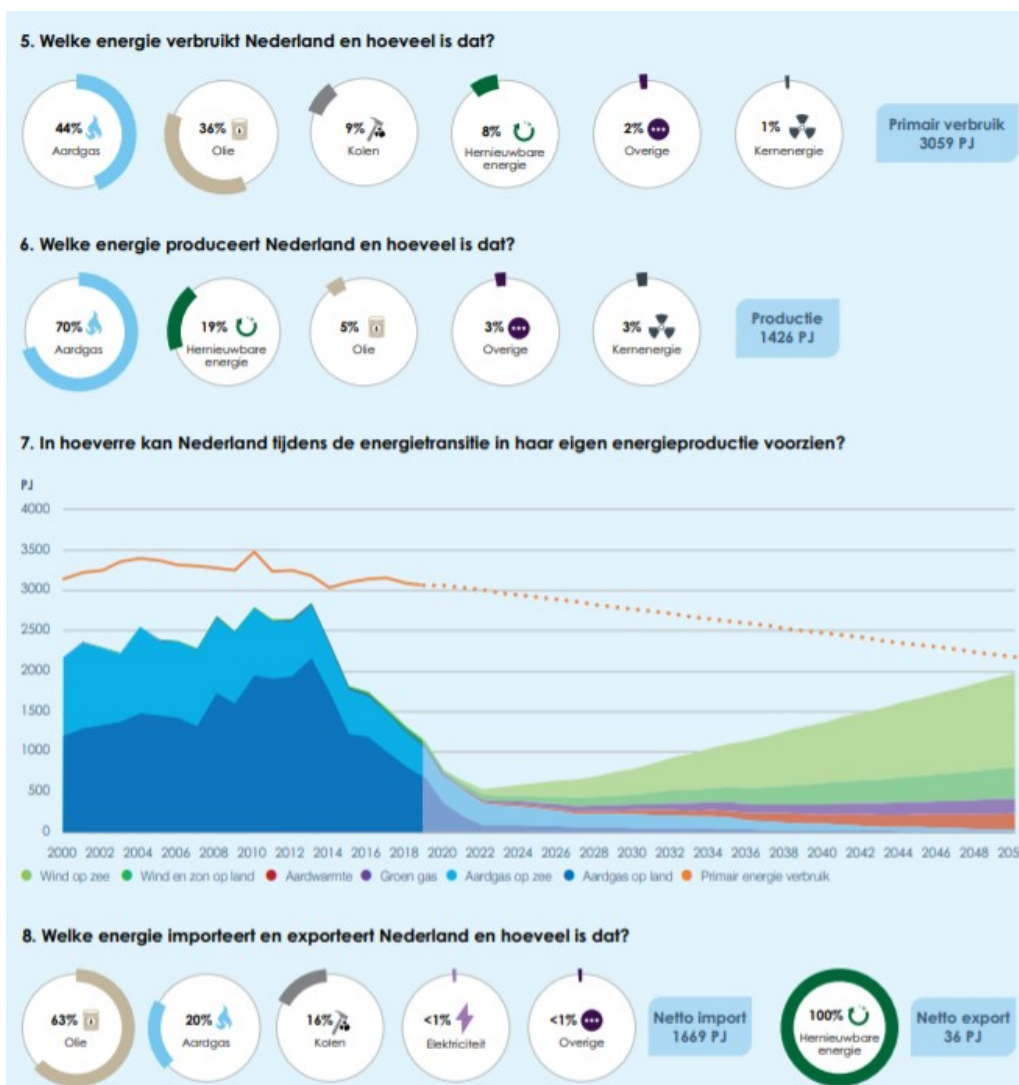


Abbildung 2-1: Herkunft und Verwendung von Energie und Zukunftsprognose für die Niederlande²

Die Grafik zeigt deutlich, dass zwischen dem Angebot an erneuerbaren Energien und der Nachfrage nach Energie eine große Lücke klafft. Im Jahr 2030 wird der Erdgasbedarf in den Niederlanden immer noch 32 % des Primärenergieverbrauchs betragen.³ Aufgrund der verringerten Gasproduktion in den Niederlanden wird dieses Erdgas größtenteils importiert werden. So ging beispielsweise der Rückgang der niederländischen Gasproduktion zwischen 2014 und 2018 mit einem ebenso starken Anstieg der Importe aus Russland einher.⁴

Die Vorteile des im Inland geförderten Erdgases

Die Verwendung von im Inland produziertem Erdgas hat eine Reihe von Vorteilen gegenüber importiertem Gas⁵:

- 1 Das ist besser für das Klima. Inländisch erzeugtes Erdgas hat einen geringeren Kohlenstoff-Fußabdruck von der Quelle bis zum Verbraucher (siehe Abbildung 2-1 unten). Der größere Kohlenstoff-Fußabdruck von importiertem Erdgas ist vor allem auf den längeren Transportweg und mehr Leckagen bei der Produktion und dem Transport von Erdgas zurückzuführen;
- 2 Sie bietet eine bessere Versorgungssicherheit und Unabhängigkeit von Ländern außerhalb der EU;
- 3 Das Wissen über die Technik und den Untergrund wird durch Forschung und ständige Innovationen aufrechterhalten und sogar erweitert;
- 4 Die bestehende Gasinfrastruktur bleibt intakt, wird gewartet und steht für künftige Energieformen zur Verfügung;
- 5 Sie trägt zur Wirtschaft in Form von Arbeitsplätzen und Einnahmen für die Staatskasse bei.

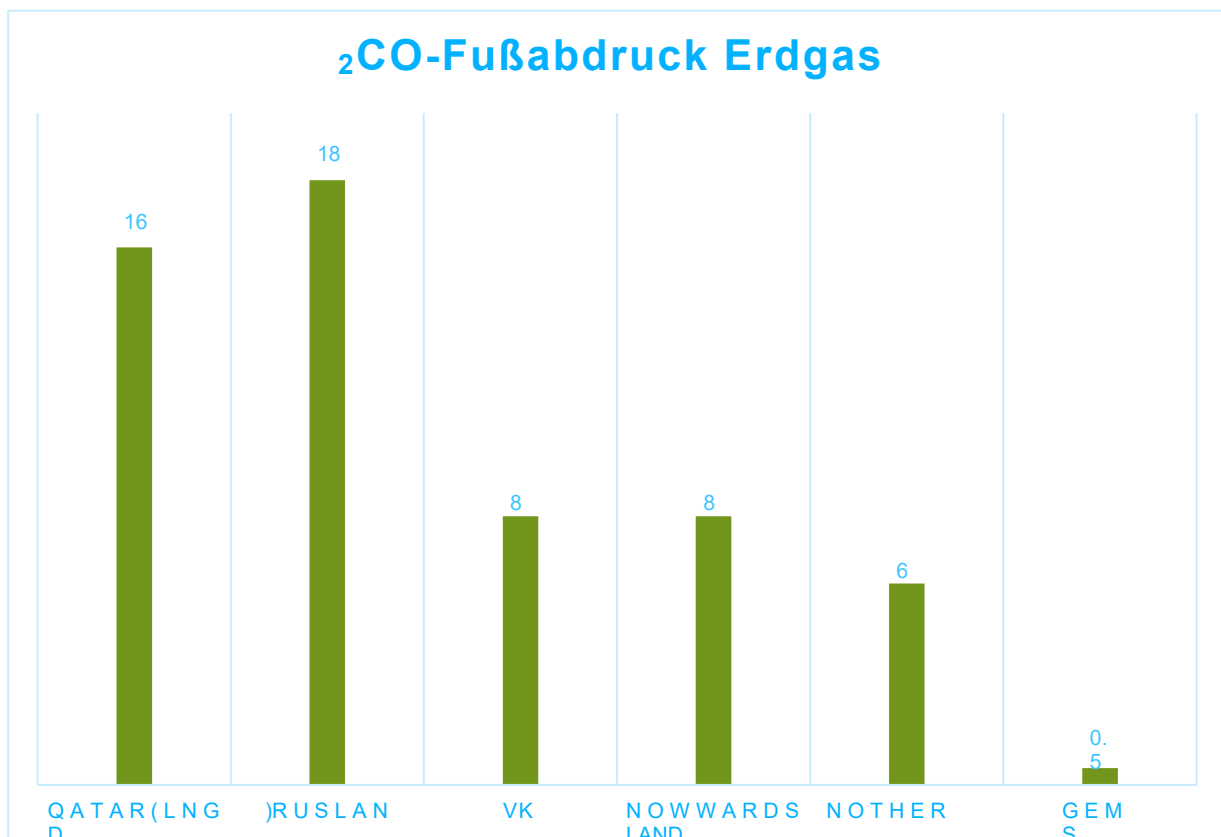


Abbildung 2-2: Ökologischer Fußabdruck Gasimport und Eigenproduktion in gr_{CO₂ eq/MJ}. (Zusammengestellt aus verschiedenen Quellen: Energy Insights LNG Emissionskurve, IEA, Pressesuche und ONE-Dyas)

³ Niederländische Agentur für Umweltbewertung (2021). Klima- und Energieausblick 2020. Den Haag: PBL.

⁴ Karel Beckman, Jilles van den Beukel, The great Dutch gas transition, The Oxford Institute for Energy Studies, 2019

⁵ Schreiben des Ministers für Wirtschaft und Klima an das Parlament vom 30-03-2020, Aktenzeichen 32813 Nr. 486

Die Vorteile des heimischen Erdgases aus N05-A

Die Gasförderplattform N05-A wird direkt durch Offshore-Windkraft angetrieben, was in der Nordsee noch nirgends der Fall ist. Daher ist der ökologische Fußabdruck von N05-A viel kleiner als der der konventionellen niederländischen Gasförderung. Sowohl die Gasförderung als auch die Bohrungen werden elektrisch betrieben. Außerdem werden die Anlagen so geplant und installiert, dass sie den besten verfügbaren Techniken (BAT) in Bezug auf Dichtheit und Emissionen entsprechen. Solange die Niederlande Erdgas benötigen, werden sie ihren Beitrag zu den globalen Emissionen minimieren, indem sie zur Deckung dieses Bedarfs Erdgas aus N05-A verwenden.

Letzte Frist für die Bergbaugenehmigung

Im Nordseeabkommen wurde vereinbart, dass Erdgas aus dem Nordseeboden weiterhin zur Deckung der Inlandsnachfrage nützlich und notwendig sein wird: Die Förderung darf diese Nachfrage nicht übersteigen. ⁶ Das nachstehende Schaubild zeigt die erwartete niederländische Gasproduktion.

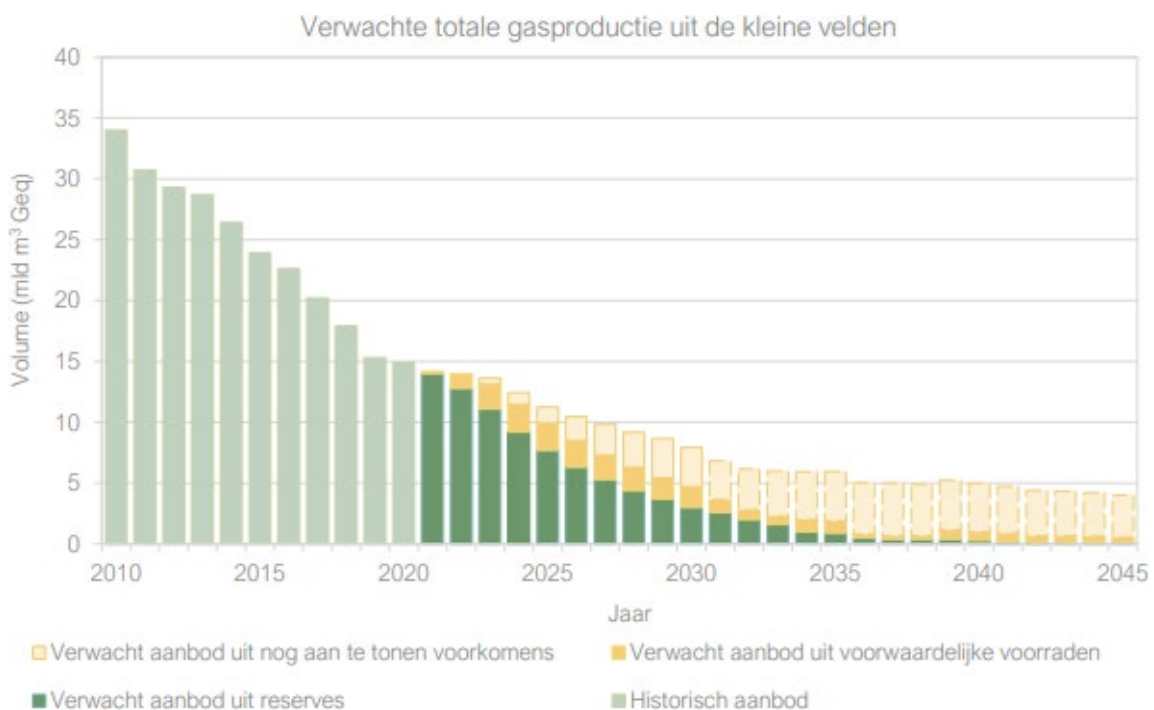


Abbildung 2-3: Historische und zukünftige Gasproduktion (Quelle: EZK Jahresbericht 2020)

Das Erdgas aus N05-A ist in der obigen Grafik enthalten. Die Produktion von N05-A wird auf 10 bis 35 Jahre geschätzt⁷. Die Tagesproduktion in den letzten Produktionsjahren ist um ein Vielfaches niedriger als zu Beginn der Produktion, wie aus dem nachstehenden Schaubild hervorgeht. Die Produktionslizenz läuft im Jahr 2049 aus. Die Förderung von N05-A fügt sich in die Politik der Regierung und in die erwartete Erdgasproduktion in den Niederlanden insgesamt ein. Außerdem übersteigt die Gasproduktion in der Nordsee nicht die Inlandsnachfrage. Der Bedarf an Erdgas im Jahr 2030 beträgt immer noch 32 % von 3059 PJ. Das sind etwa 1000 PJ oder etwa 30 Milliarden Nm³ Groninger Gas⁸. Das erwartete Angebot von ca. 8 Mrd. Nm³ liegt deutlich unter diesem Wert.

⁶ North Sea Negotiating Agreement, 19. Juni 2020, <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2020/06/19/bij-low-of-report-the-agreement-for-the-north-sea>

⁷ Abbauplan N05-A

⁸ 1 PetaJoule (PJ) entspricht 109 MJ. 1 Nm³ Groninger-Gas entspricht 31,65 MJ/Nm³. 1000 PJ entsprechen also 30 Milliarden Nm³ Groninger Gas.

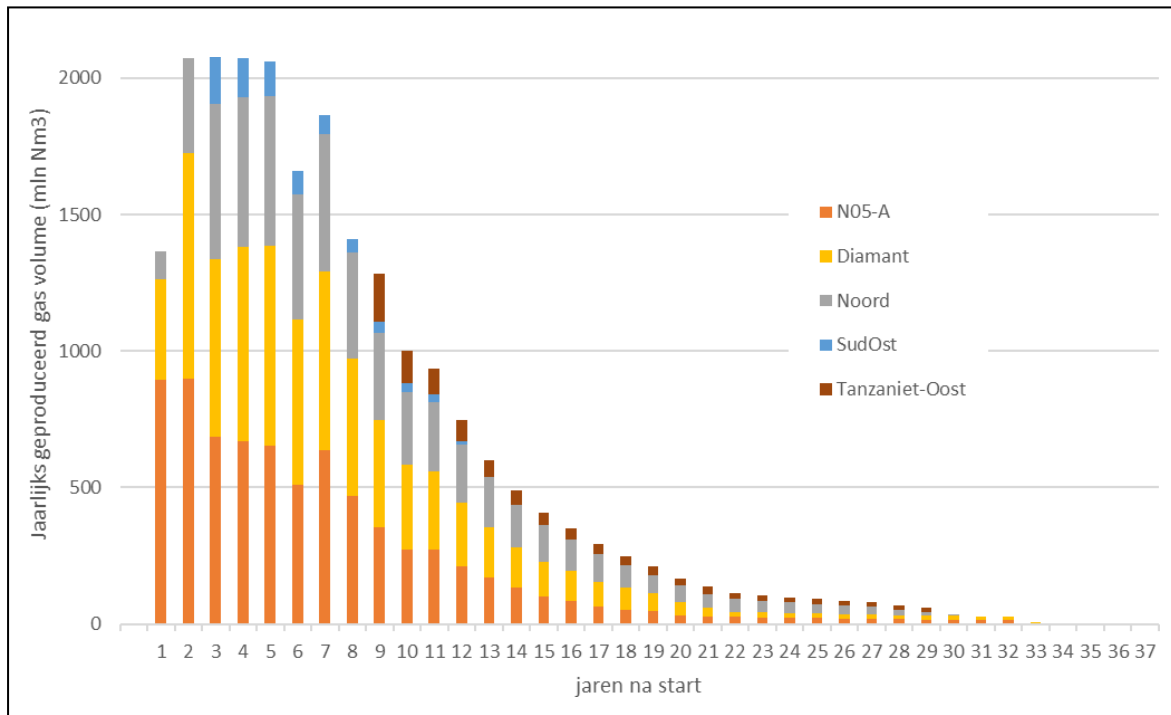


Abbildung 2-4: Gasproduktionsprofil, das für die Bodenbewegungsstudie verwendet wurde, mit einem Gesamtfördervolumen von 22,3 Mrd. Nm3

3 Zusätzliche Studie über die Auswirkungen der Ableitung von Produktionswasser

3.1 Einführung

Bei der Gasaufbereitung auf der Plattform N05-A wird das Produktionswasser ins Meer geleitet. Das Produktionswasser enthält noch Kohlenwasserstoffe und Metalle aus der unterirdischen Gaslagerstätte und kann daher die Wasserqualität in der Umgebung der Plattform beeinträchtigen. In diesem Kapitel werden die Ausbreitung des Produktionswassers und die (ökotoxikologischen) Auswirkungen der Einleitung auf die Qualität des Meerwassers und das benthische Leben beschrieben. Die Stellungnahme der UVP-Kommission zur Studie über die Auswirkungen der Ableitung von Produktionswasser ist im nachstehenden Kasten zu finden.

Beratungsausschuss EIA

In der Umweltverträglichkeitsprüfung wird die Einleitung von Produktionswasser erörtert und die Einleitungskonzentrationen verschiedener Stoffe angegeben. Ein Vergleich mit den Hintergrundwerten⁹ zeigt, dass die Einleitungskonzentrationen von Quecksilber, Cadmium und Blei - selbst nach Verdünnung - relativ hoch sind. Die Menge an Benzol, die von dieser Plattform freigesetzt würde, ist ebenfalls relativ hoch¹⁰. Obwohl die genannten Konzentrationen im Bohrklein und im Abwasser innerhalb der niederländischen Normen liegen, können sie dennoch nachteilige Auswirkungen auf den seltenen Lebensraum und die dort vorkommenden Arten haben. Aus der Umweltverträglichkeitsprüfung geht noch nicht hervor, welche Folgen die oben genannten Auswirkungen auf das Bodenleben im Hartsubstrat haben werden. Neben der Erstickung des Bodenlebens durch die Abdeckung kann auch eine Veränderung der chemischen Zusammensetzung des Substrats (durch Austragsstoffe im Bohrgut und im Abwasser) zu einem langfristig ungeeigneten Lebensraum führen. Veranschaulichen Sie diese Folgen für benthische Organismen. Vergleichen Sie z. B. anhand von Literaturrecherchen, welche Konzentrationen von Abfallstoffen Muscheln, insbesondere die flache Auster, verkräften können. Unter Verwendung einer modellierten Ausbreitungsfahne ist zwischen den Auswirkungen in der Nähe und in größerer Entfernung von der Einleitungsstelle zu unterscheiden. Fassen Sie die berechneten Konzentrationen und Einleitungen von Schadstoffen in Tabellen zusammen (sowohl für den Boden als auch für die Einleitungen in die Wassersäule) und geben Sie die Hintergrundwerte und die Normen für die Niederlande und Deutschland an.

Zeigen Sie außerdem auf, welche Abhilfemaßnahmen möglich sind, z. B. die Filterung und/oder Wiedereinleitung des Abwassers.

¹¹

Die ökotoxikologische Untersuchung der Auswirkungen von Produktionswasser besteht aus zwei Schritten:

- 1 Modellierung der Ausbreitung des abgeleiteten Produktionswassers im Meer. Der Bericht über die Modellierung der Schadstofffahne¹² ist in Anhang 1 enthalten, und die Ergebnisse sind in Abschnitt 3.3 zusammengefasst;
- 2 Ökotoxikologische Forschung und Bewertung. Der Forschungsbericht¹³ ist in Anhang 2 enthalten, und die Ergebnisse werden in Abschnitt 3.4 zusammengefasst;

NB: Die ökotoxikologische Studie geht von der geänderten VKA aus, d.h. mit Einsatz eines Aktivkohlefilters und Einleitung aus dem neuen, südlicheren Standort. In Abschnitt 7.4 wird die Zusammensetzung des eingeleiteten Wassers beschrieben.

3.2 Herkunft des Produktionswassers

Bei der Förderung von Erdgas kommt mit dem Erdgas auch Förderwasser aus dem Gasfeld. Dieses Produktionswasser besteht aus einer Mischung aus Kondenswasser und Formationswasser:

- Das kondensierte Wasser steigt mit dem Erdgas in Dampfform aus der Lagerstätte auf und kondensiert während des Transports an der Oberfläche. Das kondensierte Wasser enthält kaum Schwermetalle,

⁹ OSPAR-Kommission 2020. Einleitungen, Verschüttungen und Emissionen von Offshore-Öl- und Gasanlagen im Jahr 2018, Tabelle 4.3. OSPAR ist das Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordost-Atlantiks.

¹⁰ Teil 2 Umweltauswirkungen Tabelle 13. Nach Angaben der EIA macht Benzol etwa 80 Prozent der gelösten Aromaten im Produktionswasser aus, das ins Meer eingeleitet wird (bei einem normalen Betrieb von 60 m³ Wasser/Tag sind das 2.850 kg pro Jahr). Ausgehend von einer durchschnittlichen jährlichen Gesamteinleitung aller Plattformen im Zeitraum 2009-2018 kann die von der Plattform N05-A eingeleitete jährliche Menge als hoch angesehen werden (OSPAR, 2020, Discharges, Spills and Emissions from Offshore Oil and Gas Installations in 2018). In seiner Stellungnahme fordert der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz eine Erklärung für die Einleitung von Benzol, Quecksilber, Cadmium und Nickel. Um einen guten chemischen Zustand in deutschen Gewässern zu erreichen, ist zum Beispiel bei

Quecksilber eine messbare Erhöhung der Konzentration nicht zulässig, da die Obergrenze bereits überschritten ist.

¹¹ Eine Übersicht über die Maßnahmen zur Abschwächung der Auswirkungen ist in Abschnitt 7.4.2 enthalten.

¹² Fahnenmodellierung Produktionswasser N05-A, RHDHV, November 2021

¹³ Ökotoxikologische Bewertung von Benzol, Quecksilber, Cadmium und Blei aus Produktionswasserdispersion, RHDHV, November 2021

sondern enthält Kohlenwasserstoffe aus dem Erdgas. Alle Bohrungen zusammen werden voraussichtlich 30 bis 60 Kubikmeter Wasser pro Tag fördern.

- Formationswasser ist Wasser aus der Gaslagerstätte, das in flüssiger Form zusammen mit dem Erdgas an die Oberfläche gebracht wird. Das Lagerstättenwasser enthält von Natur aus Stoffe, die aus der Lagerstätte in das Wasser gelöst wurden, darunter Salz und Spuren von Schwermetallen. Formationswasser wird hauptsächlich gegen Ende der Lebensdauer eines Feldes produziert, und die Produktion von Formationswasser hängt von den Eigenschaften eines Gasreservoirs ab. Wenn eine Bohrung anfängt, viel Formationswasser zu produzieren, werden Maßnahmen ergriffen, um die Bohrung so zu verändern, dass weniger Wasser mit dem Erdgas gefördert wird. Bei den Feldern im N05-Gebiet wird aufgrund der Lagerstätteigenschaften davon ausgegangen, dass die meisten Bohrungen kein Formationswasser produzieren werden, aber als Worst-Case-Szenario wurde ein Wert von 150 m³ pro Tag als Ausgangspunkt für die Auslegung der Produktionsanlagen angenommen.

Auf einer Gasaufbereitungsplattform wie der Plattform N05-A werden beide Arten von Wasser vom Erdgas getrennt und über einen Öl-Wasser-Trenner durch ein Rohr knapp unter dem Meeresspiegel ins Meer abgeleitet. Das abgeleitete Produktionswasser entspricht den Einleitungsbestimmungen der Bergbauverordnung. Dies wird in der Umweltverträglichkeitsprüfung für N05-A ausführlich beschrieben, siehe insbesondere Abschnitt 2.4 von Teil 1 der Umweltverträglichkeitsprüfung und Kapitel 5 von Teil 2 der Umweltverträglichkeitsprüfung.

In Anbetracht der nahe gelegenen Naturschutzgebiete hat ONE-Dyas beschlossen, zusätzlich zu der in der Umweltverträglichkeitsprüfung beschriebenen Wasseraufbereitung das Wasser für die Einleitung in einem Aktivkohlefilter zu behandeln, um die Konzentration von Kohlenwasserstoffen und Metallen im eingeleiteten Produktionswasser weiter zu reduzieren. Dieser Aktivkohlefilter wird in Abschnitt 7.4 dieser Ergänzung beschrieben. In diesem Abschnitt werden auch andere Techniken zur Aufbereitung des Produktionswassers erörtert. Die ökotoxikologische Studie geht von der Wasserzusammensetzung nach dem Aktivkohlefilter aus. Tabelle 7-2 in Abschnitt 7.4 enthält eine Schätzung der Durchflussmenge und der Konzentrationen von Stoffen im abgeleiteten Produktionswasser. Für das eingeleitete Wasser wurden die Daten aus dem CIW-4-Bericht¹⁴ verwendet. Bei einer modernen Plattform wie N05-A können die Konzentrationen von Stoffen im abgelassenen Produktionswasser geringer sein.

3.3 Diffusionsberechnungen

Die Einleitung von Produktionswasser führt zu einer Erhöhung der Konzentration der eingeleiteten Stoffe in der Nähe der Einleitungsstelle im Vergleich zu den Hintergrundkonzentrationen der Wasserqualität. Diese Stoffe breiten sich als Fahne um die Einleitungsstelle herum aus. Die resultierende Fahne in der Nordsee wird mit dem vollständig kalibrierten und validierten Delft3D-Diffusionsmodell modelliert. Dabei handelt es sich um dasselbe Ausbreitungsmodell, das in der UVP für das Projekt N05-A zur Modellierung der Ausbreitung von abgeleitetem Bohrklein verwendet wurde. Der Entwurf und die Modellierung mit dem Delft3D-Ausbreitungsmodell werden in Anhang 1 beschrieben.

Die Modellierung und ökotoxikologische Bewertung wurde für vier Stoffe im Produktionswasser durchgeführt: Aromaten (davon 80 % Benzol), Cadmium, Blei und metallisches Quecksilber. Die Konzentrationen wurden insbesondere für die untere Wasserschicht berechnet, da sich die ökotoxikologische Bewertung auf das Benthos (benthische Tiere) konzentriert, das in dieser Wasserschicht lebt. Da das Produktionswasser in die darüber liegende Wasserschicht eingeleitet wird, sind sowohl die horizontale als auch die vertikale Ausbreitung von Bedeutung.

Als Beispiel für die Verteilung ist in Abbildung 3-1 die maximale durchschnittliche Benzolkonzentration in der unteren Wasserschicht in der Nähe des Meeresbodens dargestellt. Die Karten der anderen Stoffe finden Sie in Anhang 1. Die Modellberechnung zeigt, dass die höchsten berechneten Werte im Bereich des Bahnsteigs auftreten. Danach nehmen die Konzentrationen der gelösten Stoffe mit zunehmender Entfernung von der Einleitungsstelle rasch ab, da sich die gelösten Stoffe in der Wassersäule (vertikal) und über eine größere Fläche (horizontal) verteilen¹⁵. Die Ausbreitung erfolgt hauptsächlich in Ost-West-Richtung. Die Ausbreitung in

-
- ¹⁴ Ausschuss für integriertes Wassermanagement, Arbeitsgruppe 4 (CIW4), Stand der Technik Offshore-Produktionswasser Öl- und Gasförderindustrie
- ¹⁵ Die höchste Konzentration stimmt nicht ganz mit dem Standort der Plattform überein, da das Produktionswasser in die obere Wasserschicht eingeleitet wird und die Abbildung die Konzentration in der unteren Wasserschicht zeigt. Daher werden sowohl die horizontale als auch die vertikale

Richtung Norden und Süden ist relativ gering. Das liegt daran, dass die Ausbreitungsrichtung hauptsächlich durch die Gezeiten in West-Ost-Richtung bestimmt wird. Die Ausbreitung in Ost-West-Richtung wird durch den vorherrschenden Wind aus Südwest noch verstärkt.

N.B.: Die Fahnenstudie macht keine Aussage über die Auswirkungen der berechneten Konzentrationen. Dies geschieht in der ökotoxikologischen Studie, die auf dieser Fahnenstudie basiert.

Maximale dagelijks gemiddelde concentratie aromaten maart - juni

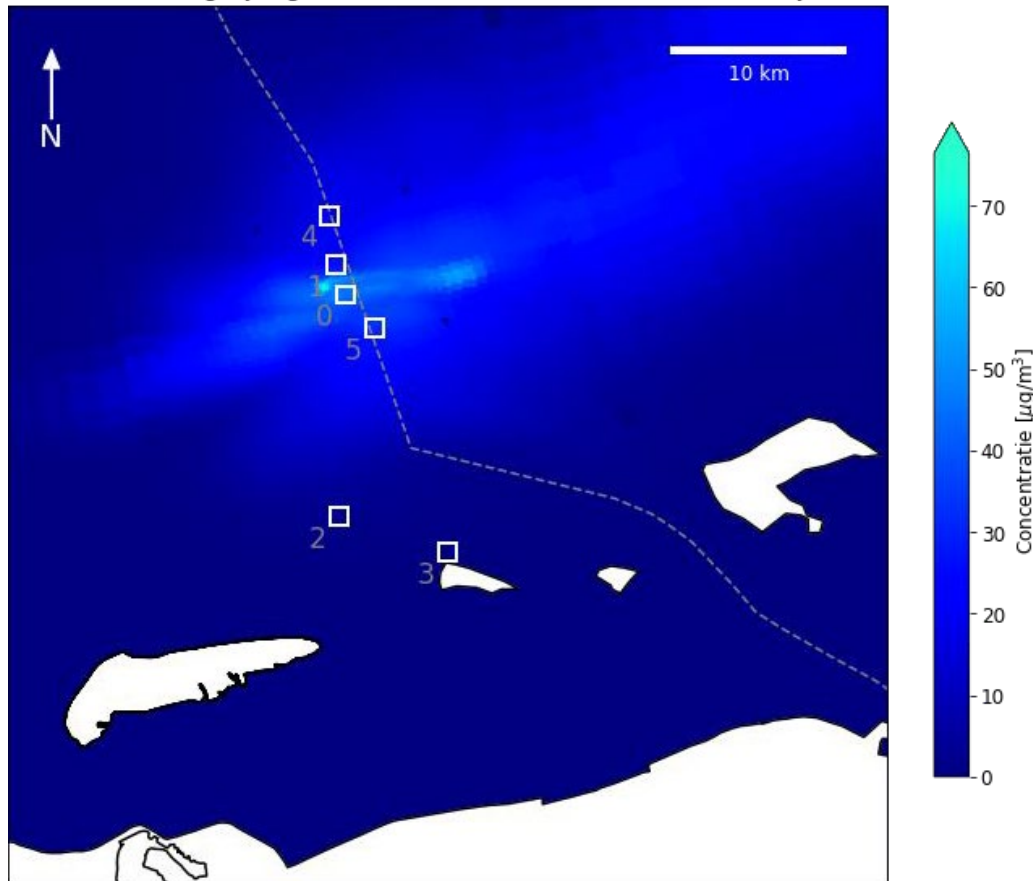


Abbildung 3-1: Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni. Empfindliche Standorte sind durch weiße Quadrate und eine Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austernbank-Renaturierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die niedersächsisch-deutsche Grenzlinie durch die gestrichelte Linie.

Um einen Einblick in den Bereich der Ausbreitung der Abgasfahne nach der Einleitung des Produktionswassers zu erhalten, wurden in der Studie zwei Szenarien mit unterschiedlichen Wind- und Strömungsbedingungen simuliert:

- **Szenario März - Juni:** eine Periode mit einem großen Sturm, gefolgt von einer durchschnittlichen Periode;
- **Szenario September - Dezember:** eine sehr ruhige Periode, gefolgt von einer Periode mit höheren Wind- und Strömungsgeschwindigkeiten.

Beim Vergleich der beiden Szenarien fällt auf, dass die höchsten Konzentrationen in nahe gelegenen Gebieten während ruhiger Zeiten auftreten. In weiter entfernten Gebieten treten die höchsten Konzentrationen unter durchschnittlichen Bedingungen auf. Dies lässt sich dadurch erklären, dass bei ruhigem Wetter relativ wenig Dispersion und Verdünnung stattfindet, so dass die Stoffe in der Nähe der Einleitungsstelle verbleiben. In ruhigeren Zeiten breitet sich das Produktionswasser schneller aus, wodurch es zwar schneller verdünnt wird, aber weiter reicht. Zur Veranschaulichung zeigen Tabelle 3-1 und Tabelle 3-2 die maximalen täglichen Durchschnittskonzentrationen in Gramm pro Liter in der unteren Wasserschicht der gelösten Stoffe pro Beobachtungspunkt für die beiden Szenarien. Der Standort der

Wasser unter dem Einfluss der Gezeiten auch in horizontaler Richtung aus, so dass sich beide Orte unterscheiden können.

Beobachtungspunkte ist in Abbildung 3-1 oben dargestellt. Die Tabellen zeigen den Grad der Verdünnung. Für das März-Juni-Szenario reicht die Quecksilberkonzentration von 5,0 10⁻¹² g/l am Standort der Plattform bis 4,1 10⁻¹⁶ g/l am Rottumerplaat, also von 5,0 bis 0,0041 Pikogramm pro Liter.

Bei allen Modellberechnungen, einschließlich dieser Fahnenstudie, muss berücksichtigt werden, dass sie mit Unsicherheiten und natürlichen Schwankungen behaftet sind. Eine der Unwägbarkeiten ist die natürliche Schwankung von Steuerungsprozessen wie Strömung und Wind. Darüber hinaus ist jedes Modell eine Vereinfachung der Realität. Für die Fahnenstudie wurde geschätzt, dass bei den Berechnungen der Wasserqualität im Allgemeinen eine Unsicherheitsspanne von einem Faktor zwei beibehalten werden sollte. Das bedeutet, dass die tatsächlichen Konzentrationen im Bereich von -50 bis +100% der berechneten Konzentrationen liegen.

Tabelle 3-1: Maximale Tagesmittelwerte der Konzentrationen der gelösten Stoffe in der unteren Wasserschicht pro Beobachtungspunkt für das Szenario März - Juni in g/l

Stoff	Bahnsteig N05-A	Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumer Platte	Borkum Riffgrund	Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzender Küstensee
Aromaten	4,5 10 ⁻⁰⁸	2,6 10 ⁻⁰⁸	1,7 10 ⁻⁰⁹	3,8 10 ⁻¹⁰	1,8 10 ⁻⁰⁸	3,3 10 ⁻⁰⁸
Kadmium	1,0 10 ⁻¹²	5,9 10 ⁻¹³	4,0 10 ⁻¹⁴	8,6 10 ⁻¹⁵	4,0 10 ⁻¹³	7,4 10 ⁻¹³
Blei	4,1 10 ⁻¹²	2,4 10 ⁻¹²	1,6 10 ⁻¹³	3,5 10 ⁻¹⁴	1,6 10 ⁻¹²	3,0 10 ⁻¹²
Metallisches Quecksilber	5,0 10 ⁻¹⁴	2,8 10 ⁻¹⁴	1,9 10 ⁻¹⁵	4,1 10 ⁻¹⁶	1,9 10 ⁻¹⁴	3,6 10 ⁻¹⁴

Tabelle 3-2: Maximale Tagesmittelkonzentrationen in der unteren Wasserschicht pro Beobachtungspunkt für das Szenario September - Dezember in g/l

Stoff	Bahnsteig N05-A	Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumer Platte	Borkum Riffgrund	Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzender Küstensee
Aromaten	5,7 10 ⁻⁰⁸	3,1 10 ⁻⁰⁸	6,1 10 ⁻⁰⁹	3,1 10 ⁻⁰⁹	8,0 10 ⁻⁰⁹	2,8 10 ⁻⁰⁸
Kadmium	1,3 10 ⁻¹²	7,1 10 ⁻¹³	1,4 10 ⁻¹³	7,0 10 ⁻¹⁴	1,8 10 ⁻¹³	6,3 10 ⁻¹³
Blei	5,2 10 ⁻¹²	2,9 10 ⁻¹²	5,6 10 ⁻¹³	2,8 10 ⁻¹³	7,3 10 ⁻¹³	2,5 10 ⁻¹²
Metallisches Quecksilber	6,2 10 ⁻¹⁴	3,4 10 ⁻¹⁴	6,7 10 ⁻¹⁵	3,4 10 ⁻¹⁵	8,7 10 ⁻¹⁵	3,0 10 ⁻¹⁴

3.4 Ökotoxikologische Studien

Auf der Grundlage der Modellierungsergebnisse der Fahnenstudie wurden die möglichen Auswirkungen auf eine Reihe von Arten, die als repräsentativ für die Aufmerksamkeit gelten, für vier Stoffe im Produktionswasser bewertet. Bei den untersuchten Stoffen handelt es sich um diejenigen, für die der UVP-Ausschuss in seinem Gutachten weiteren Forschungsbedarf festgestellt hat, nämlich Benzol und die Metalle Quecksilber, Cadmium und Blei. Die Auswirkungen wurden für Fische und Muscheln untersucht. Soweit möglich, wurden spezifische Werte für die flache Auster, *Ostrea edulis*, ermittelt, um die Auswirkungen des Austernsanierungsprojekts angemessen bewerten zu können.

Die ökotoxikologischen Studien basieren auf der konservativsten Situation: Die höchsten berechneten Konzentrationen werden in Kombination mit den strengsten Normen und/oder den kritischsten Ökotoxizitätswerten verwendet. Außerdem wird konservativ davon ausgegangen, dass alle Stoffe im



Produktionswasser in gelöster Form vorhanden sind und nicht durch Sedimentation, Verflüchtigung, Verwitterung, biologischen Abbau, Komplexbildung, Adsorption von Metallen usw. reduziert werden. Es wird davon ausgegangen, dass die Kategorie Aromaten ausschließlich aus Benzol besteht, da Benzol die größten Auswirkungen hat. Es wird davon ausgegangen, dass die erwarteten Konzentrationen vollständig bioverfügbar (gelöst) sind.

Methoden

Die Fahnenmodellierung ergibt die erwartete Konzentration im Meerwasser (PEC - Predicted Environmental Concentration). Die Daten zur akuten und chronischen Ökotoxizität und der Standardwert (PNEC - Predicted No Effect Concentration) geben die erwartete Höchstkonzentration an, unterhalb derer keine nachteiligen Auswirkungen auftreten. Das Verhältnis zwischen der erwarteten Expositions- und der Wirkungskonzentration bestimmt, ob in einer bestimmten Entfernung von der Einleitungsstelle ein Risiko akuter oder chronischer Auswirkungen zu erwarten ist. Ein Verhältnis größer als 1 bedeutet, dass Auswirkungen zu erwarten sind. Ein Verhältnis von weniger als 1 bedeutet, dass keine Auswirkungen zu erwarten sind. Für akute, kurzfristige Expositionen wird das Risiko anhand von Tagesmittelwerten aus der Fahnenstudie bestimmt, für chronische, längerfristige Expositionen (langfristige Auswirkungen auf Wasserorganismen) werden wöchentliche Durchschnittswerte verwendet.

Hintergrundkonzentrationen und Standardwerte

Um die Auswirkungen der vier Stoffe im Produktionswasser bestimmen zu können, wurde eine Literaturrecherche zu den Hintergrundkonzentrationen durchgeführt: Für die Nordsee liegen die Werte für Benzol, Cadmium und Blei zwischen Nanogramm und Mikrogramm, für Quecksilber wird ein Maximum von Nanogramm genannt. In der Nähe der Einleitungsstelle werden die erwarteten Konzentrationen aus der Fahnenstudie addiert.

Die Richtwerte für die untersuchten Stoffe in marinen Oberflächengewässern (Meer) sind in der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) festgelegt, die sowohl für die Niederlande als auch für Deutschland gilt. Für Quecksilber haben die Niederlande eine besondere Anpassung vorgenommen, da es über die Nahrungskette entgiftet wird. Darüber hinaus wurden die in der Literatur verfügbaren spezifischen Daten über die (Empfindlichkeit der) Flachauster und anderer Salzwasserorganismen untersucht. Es wurden sowohl die kritischsten akuten Toxizitätswerte aus den Referenzen als auch die chronischen Werte berücksichtigt. Die Werte der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie scheinen den niedrigsten in der Literatur gefundenen Ökotoxizitätswerten einigermaßen zu entsprechen.

Neben Untersuchungen zu einzelnen Bestandteilen des Produktionswassers wurden auch Untersuchungen zur Toxizität des gesamten Produktionswassers durchgeführt. Der Schwerpunkt lag dabei auf Studien, die für die vorliegende Studie repräsentativ sind. Das liegt daran, dass jeder Produktionswasserstrom seine eigene Zusammensetzung hat, so dass z. B. Studien aus anderen Regionen nicht automatisch für die vorliegende Studie repräsentativ sind.

Risikobewertung für Wasserorganismen

Das Risiko von Auswirkungen auf einzelne Organismen und allgemeiner ökologischer Folgen hängt von der Zusammensetzung des Produktionswassers, dem Verbleib und dem Verhalten der Bestandteile in der Umwelt sowie der relativen Toxizität der einzelnen Bestandteile und möglicher Abbauprodukte ab. In der exotoxikologischen Studie wurden die Verhältnisse zwischen den erwarteten Konzentrationen (PEC = Tagesmittelwerte) in Bezug auf den EU-MAC-MKE bzw. die niedrigsten akuten Ökotoxizitätswerte aus der Literatur (EC/LC50-Wert) berechnet. Dies geschah für den ungünstigsten Fall mit verdoppelten Werten angesichts der Unsicherheit der Ergebnisse der Ausbreitungsberechnungen. Aus diesen Berechnungen geht hervor, dass die Verhältnisse in allen Fällen und für alle Stoffe kleiner als 1 sind, was bedeutet, dass durch die Einleitung von Produktionswasser keine Auswirkungen zu erwarten sind. Der Höchstwert liegt bei 0,08 für Benzol bei Fischen. Selbst wenn ein Sicherheitsfaktor von 10 auf die niedrigsten NOECs angewandt würde, um mögliche Unterschiede zwischen den Arten zu berücksichtigen, würde das Verhältnis in allen Fällen unter 1 bleiben.

Da in der vorliegenden Studie keine ökotoxikologisch unbedenklichen Konzentrationen in der unteren Wasserschicht am Standort N05-A berechnet wurden, bedeutet dies, dass bei größeren Entfernungen die Risiken in der unteren Wasserschicht für die hier beschriebenen Stoffe geringer sein werden. Die Festlegung von Risikokonturen für die untere Wasserschicht, innerhalb derer Auswirkungen zu erwarten sind, hat daher keinen zusätzlichen Nutzen.

Das Verhältnis zu den bekannten Hintergrundkonzentrationen zeigt, dass der Beitrag des Produktionswassers zu den Hintergrundkonzentrationen gering ist (maximal 1 %), außer bei Benzol.



Es ist unwahrscheinlich, dass die hier verwendeten Höchstkonzentrationen erreicht werden, so dass alle Verhältnisse (ökotoxikologische und Hintergrundkonzentrationen) für Benzol überschätzt werden.

Zusätzlich zu den vier genannten Stoffen umfasste die exotoxikologische Studie auch eine Literaturstudie über die Toxizität von Produktionswasser als Gemisch. Jeder Produktionswasserstrom hat seine eigene Zusammensetzung, was bedeutet, dass Studien aus anderen Regionen und von anderen Kläranlagen nicht automatisch repräsentativ für die vorliegende Studie sind. Im Allgemeinen zeigen die Studien, dass die Auswirkungen des Produktionswassers auf Wasserorganismen hauptsächlich in der Nähe der Einleitungsstelle zu erwarten sind und von ihrer Art her begrenzt sind.

3.5 Bewertung und Schlussfolgerungen

Aus den Ergebnissen und der Diskussion lassen sich die folgenden Schlussfolgerungen ziehen. Diese Schlussfolgerungen gelten sowohl für die Niederlande als auch für Deutschland.

- Die höchsten Konzentrationen finden sich in der unteren Wasserschicht an der Einleitungsstelle (N05-A). An Orten, die weiter von der Einleitungsstelle entfernt sind, sind die berechneten Konzentrationen immer niedriger (und möglicherweise nicht mehr messbar).
- Für die vier untersuchten Stoffe gibt es keine Hinweise auf besonders empfindliche Arten, wie z. B. die Platttauster.
- Die berechneten Höchstkonzentrationen in der unteren Wasserschicht liegen für alle Stoffe (mindestens um den Faktor 12) unter den WRRL-Normen (MAC-MKE und JG-MKE) oder anderen Toxizitätsgrenzwerten für Salzwasserorganismen. Unannehmbare Risiken für akute und chronische Wirkungen auf Wasserorganismen in der unteren Wasserschicht sind daher unwahrscheinlich, zumal konservative Annahmen getroffen wurden.
- Bei den Metallen (Blei, Cadmium und Quecksilber) scheinen die berechneten Höchstkonzentrationen unter konservativen Annahmen mindestens um den Faktor hundert unter den Hintergrundwerten zu liegen.
- Bei Benzol könnte die Einleitung (theoretisch) die (natürliche) Konzentration in der Wassersäule erhöhen. Die Wahrscheinlichkeit, dass dies geschieht, ist gering und wahrscheinlich hauptsächlich auf die konservativen Annahmen zurückzuführen (keine Verflüchtigung, kein Abbau). Dieser berechnete Anstieg führt jedoch nicht zu akuten oder chronischen Konzentrationen, die sich nachteilig auf Wasserorganismen auswirken würden. Angesichts der Sicherheitsspanne (PEC/MKE) sind Auswirkungen auf pelagische Fischarten, die sich weiter oben in der Wassersäule befinden, unwahrscheinlich.
- Die gefundenen Ergebnisse stimmen qualitativ mit den Erkenntnissen aus anderen früheren Studien über die Auswirkungen der vier Stoffe und des Produktionswassers als Gesamtgemisch überein.
- In Anbetracht der oben genannten Ergebnisse ist es unwahrscheinlich, dass die Einleitung dieser Stoffe aus dem Produktwasser der Plattform N05-A Auswirkungen auf die Nahrungskette hat.
- Diese Schlussfolgerungen gelten auch für Projekte zur Wiederherstellung von Austern. In der ökotoxikologischen Studie wurde speziell die mögliche Empfindlichkeit der Platttauster untersucht, die sich jedoch nicht speziell von anderen Arten zu unterscheiden scheint. Außerdem sind die Konzentrationen in der Wassersäule am Standort des Austernsanierungsprojekts (erheblich) niedriger als am Einleitungsort. Ökotoxikologische Auswirkungen auf die flachen Austern im Rahmen des Austernsanierungsprojekts sind daher nicht zu erwarten.

4 Auswirkungen auf die Trauerente

Die Trauerente ist eine geschützte Art im Natura-2000-Gebiet der Nordseeküste und kann hier vor allem in den Wintermonaten in großer Zahl angetroffen werden. Das Gebiet südlich der geplanten Bohrstelle ist außerhalb der Brutzeit ein wichtiges Nahrungs- und Rastgebiet für Trauerenten. Die Auswirkungen des Projekts auf die Trauerente wurden in der Umweltverträglichkeitsprüfung und in den zugrunde liegenden Naturstudien untersucht. Trauerenten sind Seevögel, die tauchen, um ihre Nahrung (hauptsächlich Muscheln) vom Meeresboden zu sammeln. Da Trauerenten im Allgemeinen bis zu einer Tiefe von 15 Metern auf Nahrungssuche gehen und die Nordsee am geplanten Standort der Plattform eine Tiefe von etwa 25 Metern aufweist, kam die UVP zu dem Schluss, dass keine signifikanten negativen Auswirkungen auf Trauerenten zu erwarten sind.

Da der vorgesehene Standort der Plattform in der Nähe des flacheren Küstenbereichs liegt und Trauerenten auch in Tiefen von mehr als 15 Metern auf Nahrungssuche gehen können, empfiehlt der UVP-Ausschuss, zusätzlich zur Umweltverträglichkeitsprüfung weitere Belege dafür vorzulegen, ob und inwieweit das geplante Projekt nachteilige Auswirkungen auf die Trauerentenpopulation haben könnte. Die Stellungnahme des UVP-Ausschusses zu den Forschungsarbeiten über die Auswirkungen der Jakobsmuschel ist im nachstehenden Kasten aufgeführt.

Beratungsausschuss EIA

Das Gebiet südlich der geplanten Bohrstelle ist ein wichtiges Nahrungs- und Rastgebiet für Trauerenten und andere Vogelarten außerhalb der Brutzeit¹⁶. Die Trauerente ist in der nördlichen Küstenzone bis zu einer Tiefe von 15 Metern oder mehr auf Nahrungssuche und kann daher in großer Zahl in der nördlichen Küstenzone angetroffen werden (vor allem im Frühjahr). Im Natuuroets (Naturtest) (Seite 70) wird darauf hingewiesen, dass Seevögel in der Nähe der geplanten Plattform aufgrund ihrer Tiefe (20 - 27 m) nur sporadisch vorkommen und dass daher Auswirkungen auf Futtervögel, insbesondere die Trauerente, im Voraus ausgeschlossen werden können. Angesichts der geringen Entfernung (ca. 1,5 km) zwischen dem vorgeschlagenen Plattformstandort und dem flacheren Küstenbereich (weniger als 20 m Tiefe), der Tatsache, dass Trauerenten auch in Tiefen von mehr als 15 m auf Nahrungssuche gehen können, und des möglichen Störeinflusses u. a. durch Hubschrauberlandungen (der gestörte Bereich eines Hubschraubers bei der Landung beträgt ca. 11 km²) bedarf diese Schlussfolgerung jedoch einer weiteren räumlichen Untermauerung.

Die Kommission empfiehlt, in einem Nachtrag zur Umweltverträglichkeitsprüfung vor der Entscheidungsfindung näher zu begründen, ob und inwieweit das vorgeschlagene Projekt nachteilige Auswirkungen auf die Trauerentenpopulation haben könnte, u. a. auf der Grundlage des Auftretens störender Aktivitäten (Zeitraum, Raumnutzung) und der Trauerenten in Zeit (saisonales Auftreten) und Raum.

In diesem Kapitel wird zunächst in Abschnitt 4.1 ein Überblick über die Literaturdaten zur Verbreitung der Trauerente und in Abschnitt 4.2 über die Störungsquellen gegeben. In Abschnitt 4.3 werden die Auswirkungen der geplanten Änderungen der VKA auf den gemeinsamen Skooter erörtert und in Abschnitt 4.4 werden die Schlussfolgerungen gezogen.

4.1 Verbreitung der Trauerente

In diesem Abschnitt werden die in der Literatur verfügbaren Daten über die Verbreitung der Trauerente im Allgemeinen und im Plangebiet im Besonderen zusammengefasst. Zunächst wird in Abschnitt 4.1.1 ein Überblick darüber gegeben, was im EIR (siehe insbesondere Kapitel 9 von Teil 2 des EIR) und insbesondere im Naturtest (Anhang M9 zu Teil 2 des EIR) in Bezug auf die Verbreitung der Trauerente beschrieben wurde. Außerdem wurde eine zusätzliche Literaturrecherche durchgeführt, um sicherzustellen, dass keine relevanten Daten übersehen wurden. Die Ergebnisse dieser zusätzlichen Untersuchungen werden in Abschnitt 4.1.2 beschrieben.

¹⁶ Siehe zum Beispiel Verbreitungskarten in der Küstenzone in Zee, E. van der, P.W. van Horssen, Martin Poot, R. de Jong, 2020. PMR NCV überwacht schwarze Meerestenten im Voordelta. Jahresbericht 2018-2019. A&W report 2526 common scoter.5.

4.1.1 Verbreitung der Trauerente: Übersicht der Informationen in Nature Test

Die **Trauerente** (*Melanitta nigra*) hält sich während des Winters in großen Gruppen (bis zu zehntausend Vögel) in der weiteren Küstenzone auf, um nach Muscheln zu tauchen, insbesondere nach der halbverknöteten Sandaale (*Spisula subtruncata*) und, in Abwesenheit von *Spisula*, nach der Amerikanischen Trauerente (*Ensis leei*). *Spisula* kommt hauptsächlich in der Küstenzone nördlich der Watteninseln, vor der Küste Nordhollands und im Wattenmeer vor (siehe Abbildung 4-1). In der 2019 von GeoXYZ durchgeführten Studie wurde im Plangebiet keine *Spisula*, aber große Mengen von *Ensis* gefunden. Im Jahr 2016 fanden Fijn *et al.* (2017) maximal 20 141 Trauerenten in der gesamten Küstenzone des Wattenmeeres.

Die meisten Trauerenten wurden nördlich von Terschelling und Schiermonnikoog bis etwa 10 bis 15 km vor der Küste gesichtet. Vor der Küste von Nordholland wurden maximal 40.750 Trauerenten gefunden (siehe Abbildung 4-2 und Abbildung 4-3). Dies zeigt, dass Trauerenten hauptsächlich an Orten mit reichlich geeigneter Nahrung anzutreffen sind, wobei sie aufgrund der zum Tauchen benötigten Energie und der Größe der Beute Wassertiefen von 9 bis 13 m bevorzugen (De Mesel *et al.*, 2011). In der Ostsee sind die Vögel in großer Zahl in Gebieten mit Wassertiefen von 25 bis 40 Metern anzutreffen (Durinck *et al.*, 1994), in den Niederlanden jedoch hauptsächlich in der Küstenzone. Die Trauerente wandert auch über die Nordsee zwischen Europa und Großbritannien über die Deutsche Bucht (Offringa, 1993). Abbildung 4-4 enthält Karten, die die Verbreitung von Trauerenten in der Nordsee während des Winters zeigen.

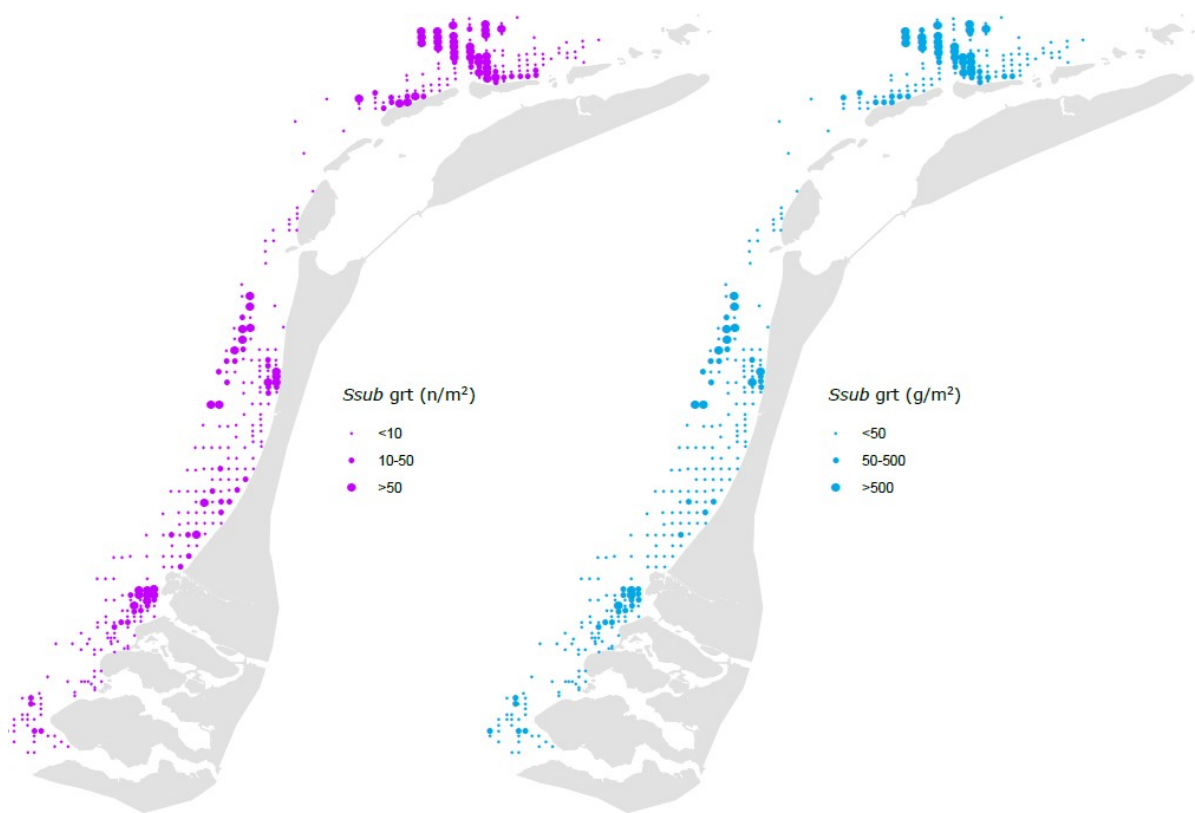


Abbildung 4-1: Die Dichte der halbverknöteten Strandmuschel (*Ssub*) in Anzahl pro m^2 (links) und Biomasse in Gramm Frischgewicht m^2 (rechts) im Jahr 2019 (Perdon *et al.*, 2019).

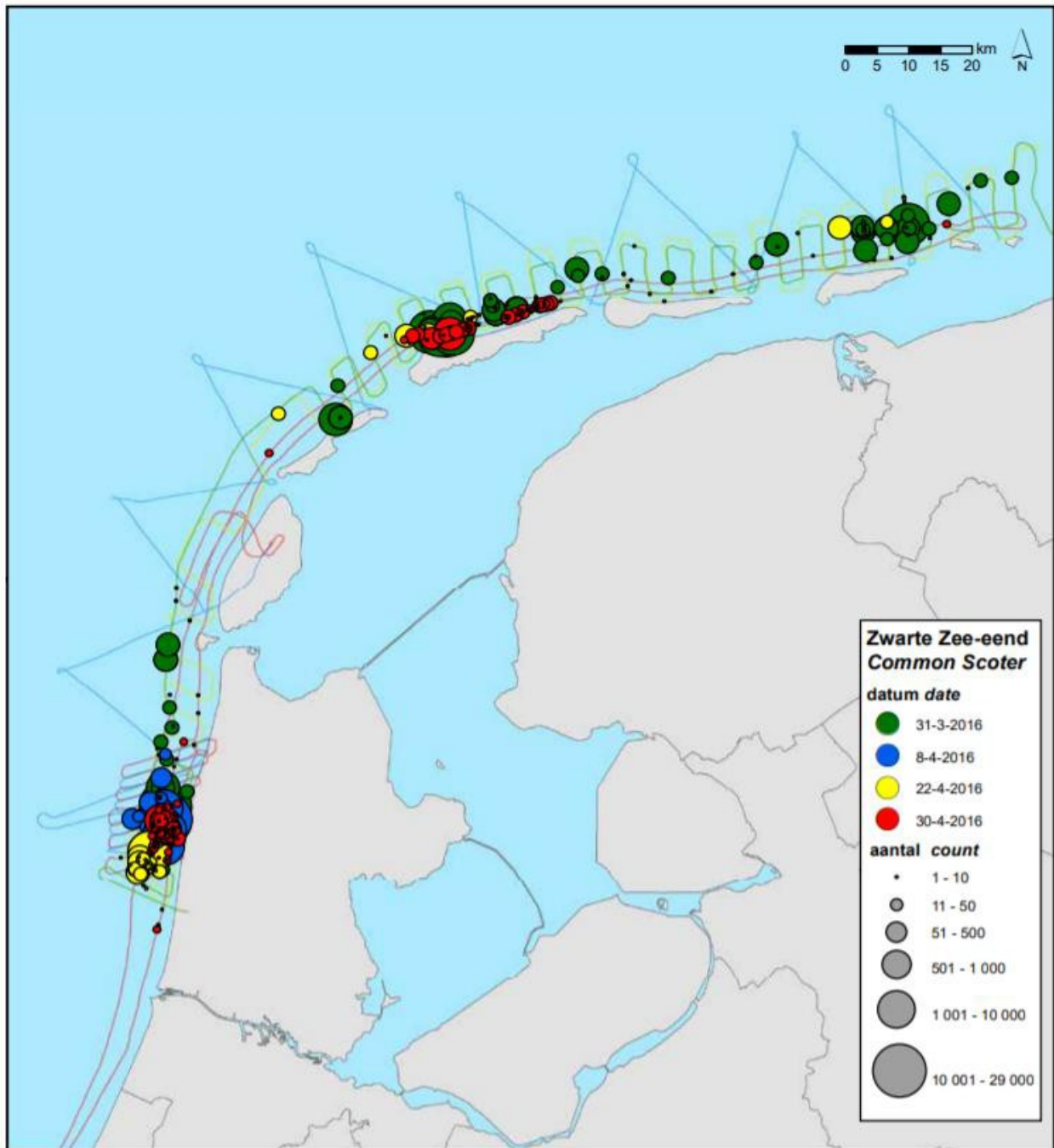


Abbildung 4-2: Anzahl der Trauerenten und ihre Verteilung in der Küstenzone der nordwestlichen Niederlande im März und April 2016. Die farbigen Linien stellen die Routen dar, die an den Tagen mit der gleichen Farbe geflogen wurden (Fine et al., 2017)

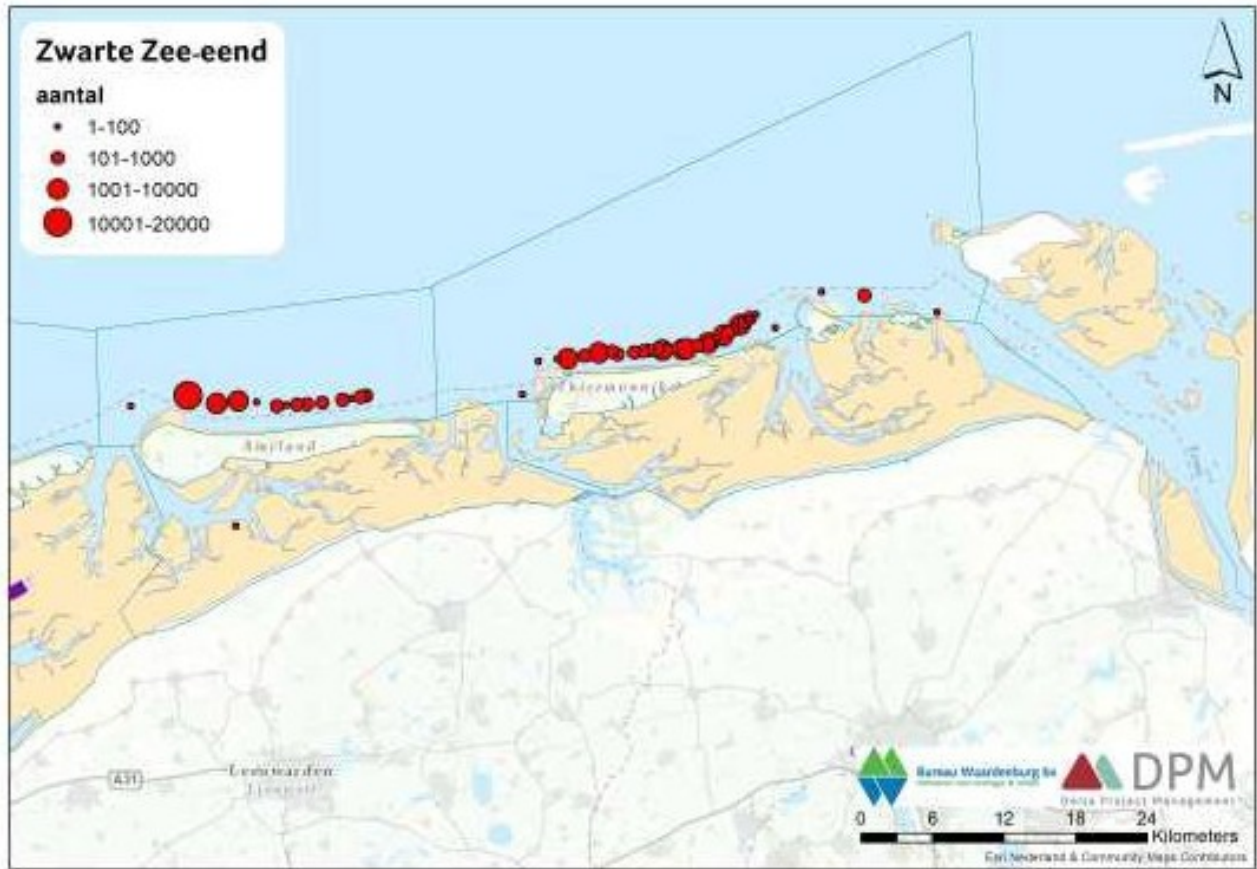


Abbildung 4-3: Verbreitung der Trauerente im östlichen Wattenmeer/Wattenküste während der Zählung im Januar 2018 (Lilipaly et al., 2018)

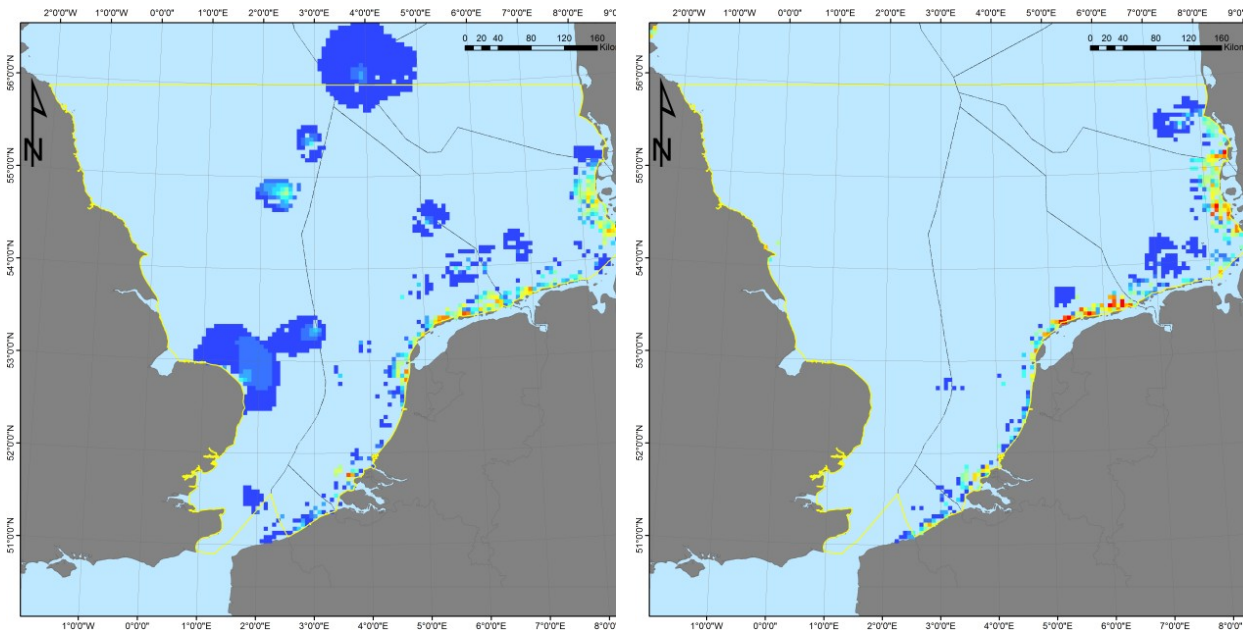


Abbildung 4-4: Verteilungsmuster der Trauerente im Oktober/November (links) und Dezember/Januar (rechts). Blau = 0,1 - 0,5 Vögel pro km², rot = 2048 und mehr Vögel pro km² (Quelle: Leopold et al., 2015).

4.1.2 Ergänzende Untersuchungen zur Verbreitung der Trauerente

Dieser Abschnitt enthält das Ergebnis einer zusätzlichen Literaturrecherche, die im Rahmen dieser ergänzenden UVE für N05-A durchgeführt wurde. Diese Untersuchung zeigt, dass in verschiedenen Berichten über das Vorkommen der Trauerente beschrieben wird, dass die Trauerente in der Küstenzone der Watteninseln bis zur 15-Meter-Tiefenlinie vorkommt.

Poot et al., 2015¹⁷: Schwarze Meerestenten können bis zu einer maximalen Tiefe von 20 Metern effizient auf Nahrungssuche gehen, halten sich aber im Allgemeinen in flacheren Gebieten auf. Dies macht die Trauerente zu einer charakteristischen Vogelart der flachen Küstengebiete. Sie können in großen Gruppen von mehreren Tausend Vögeln in Gebieten auftreten, in denen ihre Beute in so genannten Ufern ausreichend vorhanden ist.

Van der Zee et al., 2020¹⁸: Die Verbreitung der Trauerenten im Voordelta unterscheidet sich hinsichtlich der Tiefe erheblich von der Küstenzone vor den Watteninseln. In der Küstenzone der Watteninseln sind Trauerenten bis zu einer Tiefe von 15 Metern anzutreffen, aber im Voordelta tauchen sie nicht tiefer als 5 Meter.

In **Sluijter et al. (2020¹⁹)** zeigen neuere Karten der Verbreitung von Trauerenten in der Küstenzone der Watteninseln, dass sie besonders in Küstennähe vorkommen (siehe Abbildung 4-5, Abbildung 4-6 und Abbildung 4-7).

ifaÖ, 2018²⁰: Das Seevogelmonitoring im Rahmen des Windparks Riffgat (der auch das Plangebiet für N05A umfasst) zeigt, dass die Trauerente in der Nähe des Standorts der Plattform N05-A vorkommt, nämlich südlich der 20 m Tiefenlinie. Abbildung 4-8 und Abbildung 4-9 zeigen die Dichte von Trauerenten im Zeitraum 2015-2018 im Winter bzw. im Frühjahr. Die grün-blaue Linie ist die 20-Meter-Tiefenlinie.

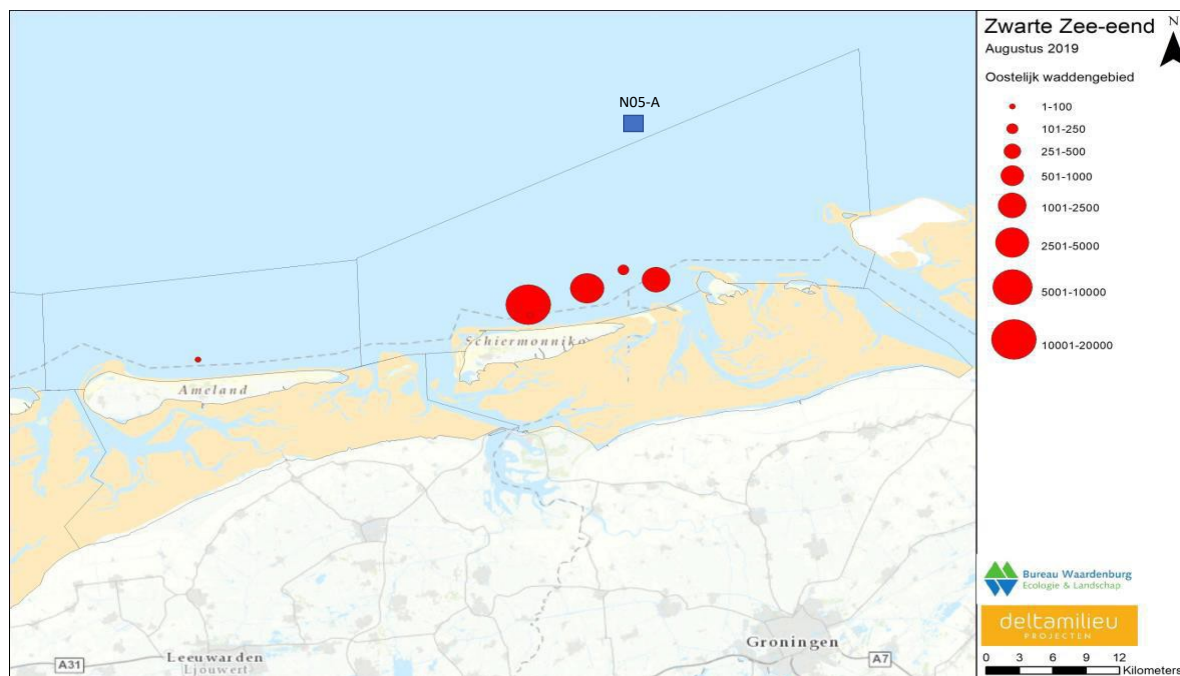


Abbildung 4-5: Verbreitung der Trauerente im östlichen Wattenmeer/Wattenküste während der Zählung im August 2019 (Sluijter et al., 2020); der blaue Block zeigt ungefähr den geplanten Standort der neuen Plattform.

¹⁷ Poot, M.J.M., R.C. Fijn, T.J. Boudewijn, C. Heunks, J. de Jong, W. Courtens, H. Verstraete, N. Vanermen, E.W.M. Stienen, P.A. Wolf, M.S.J. Hoekstein & S.J. Lilipaly 2015. PMR-NCV Jahresbericht Vögel 2014 - Fortschrittsforschung Seeschwalben und Meerestenten im Voordelta und Delta. Bericht Nr. 15-084 des Waardenburg-Büros. Büro Waardenburg, Culemborg

¹⁸ Zee, E. van der, P.W. van Horssen, Martin Poot, R. de Jong, 2020. PMR NCV Überwachung schwarzer Meerestenten Voordelta

¹⁹ Sluijter M, Arts F.A., Lilipaly S.J., Wolf P.A. 2020. Mittwinterzählung von Meerestenten im Wattenmeer und in den niederländischen Küstengewässern im August und November 2019 sowie im Januar 2020. Bericht RWS - Zentrale Informationseinrichtung. Bericht BM 2020 / Deltami-lieu Projekte Bericht 2020-6 Vlissingen.

²⁰ Gutachten zu geschützten Rastvogelarten für das Betriebsmonitoring des Offshore-Windparks Riffgat, Erhebungszeitraum 24. Dezember 2021



Abbildung 4-6: Verbreitung der Trauerente im östlichen Wattenmeer/Wattenküste während der Zählung im November 2019 (Sluijter et al., 2020). Der blaue Block zeigt in etwa den geplanten Standort des neuen Bahnsteigs.



Abbildung 4-7: Verbreitung der Trauerente im östlichen Wattenmeer/Wattenküste während der Zählung im Januar 2020 (Sluijter et al., 2020). Der blaue Block zeigt in etwa den geplanten Standort des neuen Bahnsteigs.

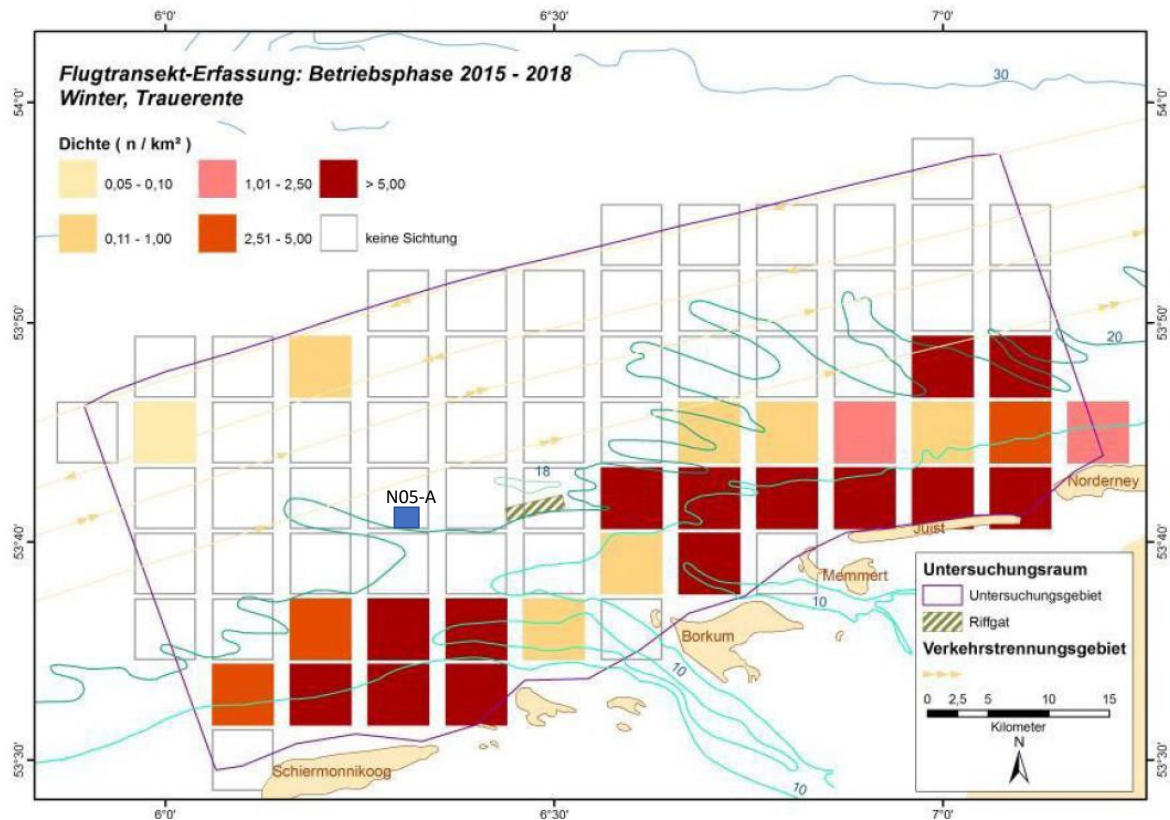


Abbildung 4-8: Mittlere Dichte von Trauerenten im Winter im Zeitraum 2015 - 2018. Der blaue Block zeigt global den geplanten Standort des neuen Bahnsteigs.

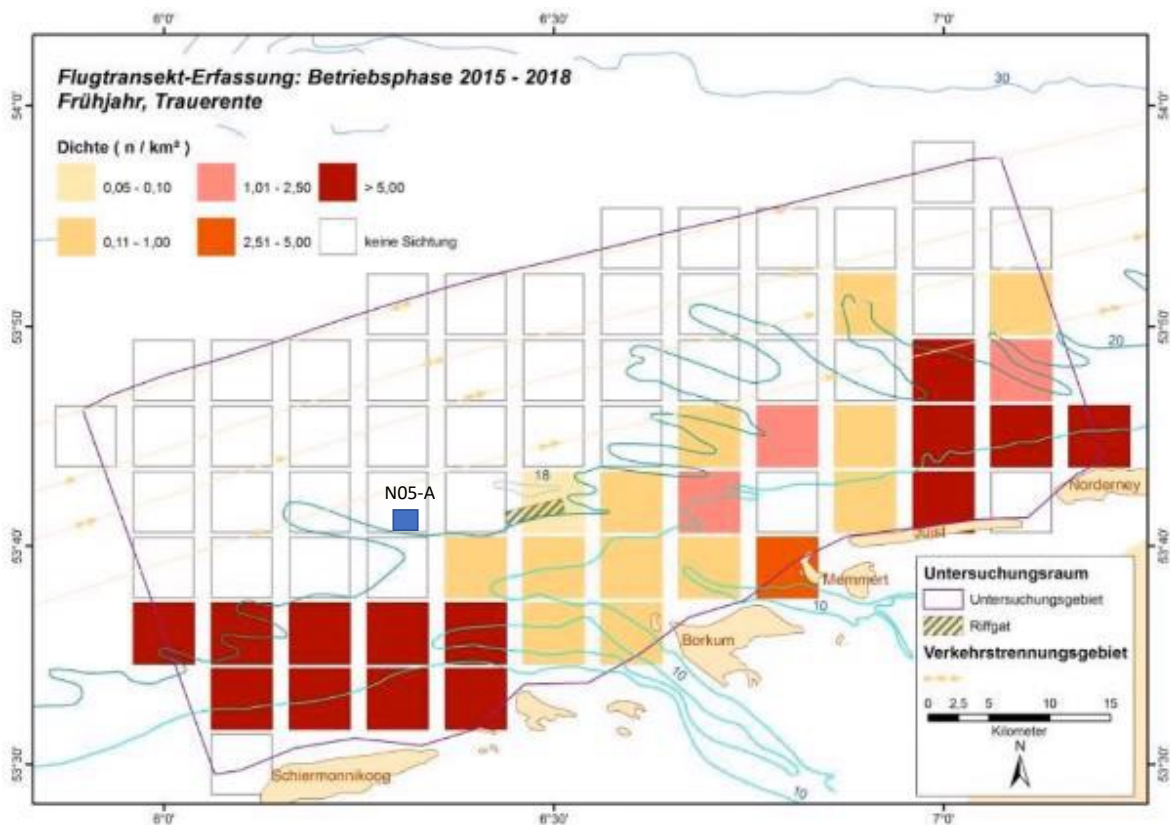


Abbildung 4-9: Mittlere Dichte von Trauerenten im Frühjahr im Zeitraum 2015-2018. Der blaue Block zeigt in etwa den geplanten Standort des neuen Bahnsteigs. Der blaue Block zeigt in etwa den geplanten Standort des neuen Bahnsteigs.

Aus den neu herangezogenen Literaturquellen geht - ebenso wie aus den für die UVP herangezogenen Quellen - hervor, dass es in und um das Plangebiet außerhalb der 15- bis 20-Meter-Tiefenlinie keine Konzentrationen von Trauerenten gibt. Dies gilt für die verschiedenen Jahreszeiten. Aus den neuen Literaturquellen geht auch eindeutig hervor, dass der Standort der Plattform in beträchtlicher Entfernung von den Konzentrationsgebieten der Flusssuferläufer liegt. Dies gilt sowohl für den ursprünglichen als auch für den neuen, südlicheren Standort.

4.2 Störungsquellen für die Trauerente

Dieser Abschnitt enthält eine Zusammenfassung dessen, was in der Umweltverträglichkeitsprüfung und im Naturtest ab 2020 in Bezug auf die Störungsquellen für die Trauerente enthalten war. Weitere Informationen über die Störung finden Sie in der UVP und im Naturtest.

Beeinträchtigung durch Lärm und Vibrationen

Seevögel, darunter die Trauerente, können durch Lärm und Vibrationen gestört werden. Dies betrifft sowohl die Lärmbelästigung über als auch unter Wasser. Überwasserlärm ist für Vögel besonders wichtig, da sie Gebiete mit übermäßiger Lärmbelästigung meiden. Unterwasserlärm ist besonders für Meeressäuger, aber möglicherweise auch für tauchende Vögel von Bedeutung. Die Wirkungsdistanz für die Störung durch Überwasserlärm basiert auf der Lärmkontur von 60 dB, dem Pegel, bei dem Seevögel ein Gebiet meiden. Die Hauptlärmquellen über Wasser sind die Fakkeke beim Bohren, das Rammen der Leitungen und der Verankerungspfähle der Förderplattform sowie Transportbewegungen durch Hubschrauber und Schiffe. Die wichtigsten Quellen für Unterwasserlärm sind das Eintreiben der Leitungen und die Verankerungspfähle der Förderplattform. Die Wirkdistanzen von Unterwasserlärm auf tauchende Vögel sind nicht bekannt. In Abschnitt 6.3 der Naturbewertung werden die optische Störung und die Wirkungsabstände erörtert.

Die Störungsabstände basieren auf der im Rahmen der UVP durchgeführten Lärmstudie (RHDHV, Anhang M2 zu Teil 2 der UVP). Diese Lärmstudie zeigt, dass das Rammen der Ankerpfähle und Leitungen sowie das Fliegen mit Hubschraubern die größten Störkonturen verursachen. Tabelle 4-1 fasst die Quellen und Entfernungen der Störung für jede Tätigkeit auf der Grundlage dieser Daten zusammen.

Optische Störung

Die Anwesenheit der Plattform, von Segelschiffen und fliegenden Hubschraubern kann Seevögel stören. Auch die Lichtemission durch die Beleuchtung der Plattform und der Schiffe sowie die Flamme beim Abfackeln kann störend sein. Die Störung, d. h. die Bedrohung, die der Vogel durch seine Anwesenheit und seine Bewegungen erfährt, hängt stark von den Umständen ab: von der Höhe und der Entfernung, der Jahreszeit und davon, ob er regelmäßig oder unregelmäßig segelt oder fliegt. Gewöhnung kann bei regelmäßigen Segel- und Flugbewegungen und bei stark befahrenen Schifffahrtsrouten auftreten. Abschnitt 6.3 der Naturbewertung befasst sich mit der optischen Störung und ihren Wirkungsabständen. Tabelle 4-1 enthält eine Zusammenfassung der Störungsquellen und Entfernungen für jede Aktivität auf der Grundlage dieser Daten.

Störung durch Hubschrauber

Die UVP-Kommission hat u. a. Bedenken wegen der Beeinträchtigung durch Hubschrauberflüge und -landungen geäußert, so dass die Auswirkungen hier erörtert werden. Hubschrauber fliegen während der

Kreuzfahrt oberhalb von 450 Metern und mehrere Studien haben gezeigt, dass die Störung an diesem Punkt vernachlässigbar ist (Smit *et al.*, 2008; Bruderer & Komenda-Zehnder, 2005). Der 60 dB(A)-Lärmpegel eines Hubschraubers beim Start und im Reiseflug liegt bei 1000 Metern und bei der Landung bei 1700 Metern (van Hout, 2020). Abbildung 4-10 zeigt den Bereich, der bei der Hubschrauberlandung gestört wurde. Der innere Kreis zeigt die Störung durch den Hubschrauber auf dem Hubschrauberlandeplatz und der äußere Kreis den gestörten Bereich durch den anfliegenden Hubschrauber. Aufgrund der vorherrschenden Südwestwinde wird die Plattform in der Regel aus nördlichen Richtungen angefahren. Bei den Flügen zur und von der Plattform halten sich die

Hubschrauberpiloten an die (gesetzlichen) Vorschriften bezüglich Flugrouten, Flughöhen und Sperrgebieten. Auch der Windpark Riffgat wird beim Landen und Starten so weit wie möglich gemieden.

Abbildung 4-10 zeigt, dass die Störungskontur größtenteils außerhalb der 20-Meter-Tiefenlinie liegt und sich nicht mit Gebieten überschneidet, die flacher als 15 Meter sind, und somit nicht mit Konzentrationsgebieten von Trauerenten. Es gibt auch keine Überschneidungen mit einigen Gebieten in einiger Entfernung von der Plattform N05-A, die teilweise außerhalb der 20-Meter-Tiefenlinie liegen und in denen im Frühjahr Konzentrationen von Trauerenten gefunden wurden.

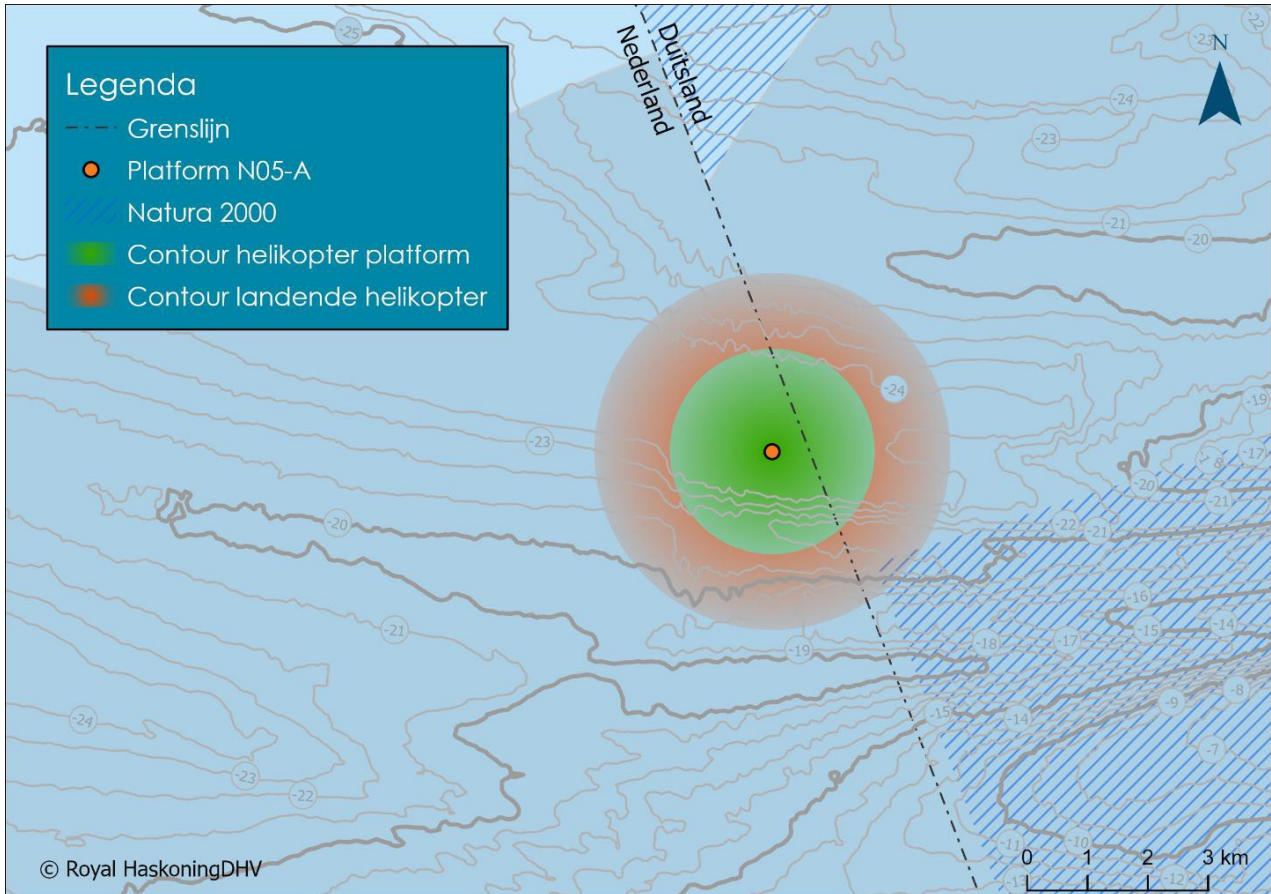


Abbildung 4-10: Lage der 60-dB-Störungskontur durch landende Hubschrauber für das neue Vorfeldgelände Tabelle 4-1:

Tätigkeit	Relevante Störungsquelle n			Dauer/Häu figkeit	Bestimmung der Störungsquelle und des Wirkungsabstands
	Lärm von oben	Unterwasser lärm	Optische Störung		
Bau von Einrichtungen					
Die Bauzeit steht noch nicht fest, liegt aber wegen des guten Wetters in der Regel im Sommerhalbjahr.					
Installation der Produktionsplattform					
▪ Rammen von Ankerpfählen	x	x	x	2 Tage	Lärm, 600 m
▪ Arbeitsboote und Platzierung der Plattform	x		x	2 Wochen	Lärm, 100 m
Verlegung von Rohren und Kabeln					
▪ Arbeitsschiffe	x		x	2 * 2 Wochen	Lärm, 200 m
▪ Plattform für Anschluss an NGT-Rohr	x		x	2 Monate	Lärm, 200 m

Tätigkeit	Relevante Störungsquelle n			Dauer/Häufigkeit	Bestimmung der Störungsquelle und des Wirkungsabstands
	Lärm von oben	Unterwasserlärm	Optische Störung		
Bohrung von Brunnen mit Bohrplattform Die Bohrung der Brunnen dauert insgesamt vier Jahre, verteilt sich aber auf mehrere Jahre, da nicht alle Brunnen nacheinander gebohrt werden. Die Brunnen können das ganze Jahr über gebohrt werden.					
Pfahlleitungen	x	x	x	12 Tage	Lärm, 850 m
Bohrung von Brunnen mit Bohrplattform	x		x	3 bis 4 Jahre	Lärm, 210 m
Abfackeln	x		x	Max. 24 Tage	Lärm, 200 m
Schiffe	x		x	4 bis 5 / Woche	Optisch, 1500 m
Hubschrauber	x		x	6 / Woche	Lärm, 1700 m
Gasproduktion Die Gasförderung wird etwa 20 Jahre dauern, wobei der größte Teil der Plattform unbemannt und ferngesteuert betrieben wird.					
Gasförderung mit Förderplattform	x		x	20 Jahre	Optisch, 1500 m
Schiffe (insbesondere Störung außerhalb der Schifffahrtswege)	x		x	1 bis 2 pro Monat	Optisch, 1500 m
Hubschrauber (Störung nur unterhalb von 450 m)	x		x	1 bis 2 pro Monat	Lärm, 1700 m

4.3 Auswirkung der modifizierten VKA auf den gemeinsamen Scoter

Aufgrund neuer Erkenntnisse hat ONE-Dyas sein ursprüngliches VKA überdacht (siehe Abschnitt 1.1). Die ursprüngliche VKA wurde in den folgenden vier Punkten geändert:

- 1 Platzierung der Förder- und Bohrplattform an einem neuen Standort, etwa 850 Meter südlich des ursprünglichen Standorts;
- 2 Beseitigung von Bohrklein;
- 3 Kein Vertical Seismic Profiling (VSP) mehr zur Reduzierung des Unterwasserlärms;
- 4 Zusätzliche Behandlung des abzuleitenden Produktionswassers mit einem Aktivkohlefilter.

Diese beabsichtigten Änderungen der VKA wirken sich in gewissem Maße auch auf den gemeinsamen Skoter aus:

- 1 Der neue geplante Standort der geänderten VKA-Plattform liegt etwa 850 Meter näher am potenziellen Nahrungsgebiet der Trauerente (während der Winterzeit). Die Wassertiefe am neuen Standort beträgt jedoch immer noch etwa 25 Meter, und auch die Lärmkonturen verbleiben größtenteils nördlich der 20-Meter-Tiefenlinie, die sich in einer Entfernung von etwa drei Kilometern vom Plattformstandort befindet (siehe auch Abschnitt 4.2). Der Bau des Bahnsteigs wird so weit wie möglich während der Sommermonate stattfinden. Daher überschneiden sich die Bauarbeiten nicht mit dem Zeitraum, in dem die Trauerente im Gebiet südlich der 20-Meter-Tiefenlinie und im Frühjahr einige Kilometer südwestlich der Plattform um die 20-Meter-Tiefenlinie herum vorkommt. Der neue Standort hat keine signifikant anderen Auswirkungen auf die Trauerente als der ursprüngliche Standort, da sich die Störung zeitlich und räumlich nicht mit der Anwesenheit der Trauerente überschneidet.

- 2 Die Entsorgung der wasserbasierten Bohrschlämme und Schlämme wird zu einem leichten Anstieg der Schiffstransporte zur und von der Plattform führen. Dies wird zu einer gewissen zusätzlichen Störung von Seevögeln führen, aber die Auswirkungen dürften gering sein, da die Schiffe den Schifffahrtswegen in geringer Entfernung von der Plattform folgen. Dies wird durch eine Verringerung der Trübung ausgeglichen, aber auch diese Auswirkung war gering, da die trübe Wolke aus der Ableitung von Bohrschlamm und Schlamm außerhalb des Nahrungsgebietes der Trauerente bleibt.
- 3 Durch den Verzicht auf die VSP-Studie wird der Unterwasserlärm reduziert und damit auch die möglichen Auswirkungen auf tauchende Vögel. Obwohl das Ausmaß der Auswirkungen von Unterwasserlärm auf tauchende Vögel noch weitgehend unbekannt ist, ist die Streichung der VSP-Studie für die Trauerente von Vorteil.
- 4 Der Einbau eines Aktivkohlefilters hat keinen Einfluss auf das Schwarzmeerende. Die Schadstoffkonzentrationen im Produktionswasser verdünnen sich bis unter den PNEC-Wert in geringer Entfernung von der Plattform (siehe Kapitel 3).

4.4 Bewertung und Schlussfolgerungen

Die Umweltverträglichkeitsprüfung kam zu dem Schluss, dass die Trauerente durch das Projekt N05-A nicht nennenswert gestört wird, da die meisten Aktivitäten nördlich der 20-Meter-Tiefenlinie stattfinden. Dieses Gebiet ist zu tief, als dass die Trauerente dort effizient nach Nahrung suchen könnte. Auf Ersuchen der UVP-Kommission wird in Abschnitt 4.1.1 ein Überblick über die Verbreitungsdaten der Trauerente in der UVP und in der Naturbewertung gegeben. Darüber hinaus wurde zusätzliche Literatur gesichtet, um die früheren Schlussfolgerungen zu überprüfen und zu untermauern (Abschnitt 4.1.2). Sowohl die ursprüngliche Untersuchung in der Naturbewertung als auch die zusätzlichen Daten in Abschnitt 4.1.2 zeigen, dass die Trauerente nicht in großen Konzentrationen in dem Gebiet vorkommt, in dem die Plattform N05-A geplant ist. Die Art ist in der Lage, tiefer als 15 bis 20 Meter zu tauchen, tut dies aber in den Niederlanden im Allgemeinen nicht. Dies geht auch aus neuen Literaturquellen hervor, aus denen eindeutig hervorgeht, dass der Standort der Plattform in beträchtlicher Entfernung von den Konzentrationsgebieten der Flussuferläufer liegt (siehe die Karten in Abbildung 4-5 bis Abbildung 4-9). Auch das Störungsgebiet von Schiffen und Hubschraubern, die die Plattform besuchen, bleibt in beträchtlicher Entfernung von den üblichen Konzentrationsgebieten der Vogelscheuchen. Das bei Hubschrauberlandungen gestörte Gebiet erstreckt sich bis zu drei Kilometer um die Plattform herum²¹. Dies bedeutet, dass die Grenze des gestörten Bereichs größtenteils nördlich der 20-Meter-Tiefenlinie liegt (siehe Abbildung 4-10). Das gestörte Gebiet überschneidet sich daher nicht mit den Konzentrationsgebieten dieser Art. Das neue Kartenmaterial zeigt auch, dass die Konzentrationsgebiete mehr als fünf Kilometer entfernt sind. Die obigen Ausführungen stehen im Einklang mit den Schlussfolgerungen des Naturtests von 2020 und des EIR. Die Schlussfolgerung, dass es keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die Trauerente geben wird, ist somit weiter untermauert.

Die Auswirkungen der modifizierten VKA auf den gemeinsamen Skoter unterscheiden sich nicht wesentlich von denen der ursprünglichen VKA. Sowohl der ursprüngliche als auch der neue südliche Standort befinden sich in einer Wassertiefe von etwa 25 Metern und in einer solchen Entfernung von den Konzentrationsgebieten der Art, dass selbst die Hubschrauberkontrolle keine Gebiete überfliegt, in denen Konzentrationen von Trauerenten auftreten.

²¹ Drei Kilometer ist das Gebiet, das von Hubschraubern gestört wird, ab dem Punkt, an dem sie unter 450 Meter sinken. Da Hubschrauber gegen den Wind anfliegen müssen, wird die Plattform in der Regel aus nördlicher Richtung angeflogen, da der Wind aus südwestlicher Richtung kommt.

5 Stickstoffablagerung

In dieser Ergänzung wird die Stickstoffablagerung aus zwei Gründen behandelt:

- 1 Visualisierung der Auswirkungen der modifizierten VKA;
- 2 Erfüllung des Wunsches der UVP-Kommission, Klarheit über die Auswirkungen der Stickstoffdeposition zu schaffen.

Auswirkungen der modifizierten VKA

Die geänderte VKA wirkt sich auf die Stickstoffdeposition des Projekts aus, da der neue Standort 850 Meter näher am Land liegt und zusätzliche Kanäle für den Abtransport des wasserbasierten Bohrschlammes erforderlich sind. Infolgedessen wird die Stickstoffdeposition in Natura 2000-Gebieten etwas höher sein als bei der ursprünglichen VKA22. Die modifizierte VKA ist daher das "Worst-Case"-Szenario. Da der Unterschied nicht groß ist und es sich um den ungünstigsten Fall handelt, wurde die neue Depositionsberechnung nur für die modifizierte VKA durchgeführt.

Beratungsausschuss EIA

In seinem Gutachten geht der UVP-Ausschuss ausführlich auf die Stickstoffproblematik ein und erläutert, wie diese in der UVP zum Ausdruck kommt. In ihrem Gutachten fordert die UVP-Kommission insbesondere die folgenden drei Punkte:

- 1 Gewährleistung einer eindeutigen Darstellung der Informationen über die Stickstoffablagerung in der UVE und den dazugehörigen Dokumenten;
- 2 Einblicke in die Stickstoffablagerung während der Bau- und Nutzungsphase und in die Natura 2000-Gebiete, die davon betroffen sein könnten;
- 3 Es soll nachgewiesen werden, ob die Stickstoffemissionen durch Maßnahmen weiter reduziert werden können.

Die vollständige Stellungnahme zur Stickstoffablagerung finden Sie in dem nachstehenden Kasten.

Beratungsausschuss EIA

Am 1. Juli 2021 treten Artikel 2.9a des Naturschutzgesetzes (Wnb) und Artikel 2.5 der Naturschutzverordnung in Kraft. Danach müssen die Stickstoffauswirkungen aus der Bauphase nicht in die Entscheidung über eine Naturschutzgenehmigung einbezogen werden. Diese Gesetzesänderung bezieht sich nicht auf den Inhalt einer Projekt-UVP.

Der MER basiert auf dieser Befreiung. Damit ist zwar die rechtliche Durchführbarkeit innerhalb des WNB gewährleistet, aber es ergibt sich kein Bild der möglichen Umweltauswirkungen und Maßnahmen. Folglich können sie bei der Entscheidung über das Projekt nicht berücksichtigt werden.

Dazu muss klar sein, wo die Stickstoffablagerung stattfindet. In der Umweltverträglichkeitsprüfung wird zu Recht festgestellt, dass es im Meer keine stickstoffempfindlichen Lebensräume gibt, aber es wird nicht aufgezeigt, ob die Stickstoffdeposition auch das Land mit stickstoffempfindlichen Lebensräumen erreicht und welche Folgen dies hat.

Außerdem sollte in der Umweltverträglichkeitsprüfung klargestellt werden, ob es neben der Elektrifizierung der Plattform noch andere Maßnahmen zur Verringerung der Stickstoffablagerung in der Bau- und Nutzungsphase gibt.

Die Kommission berät in einem Nachtrag zum EIR, bevor sie eine Entscheidung trifft:

- Gewährleistung einer eindeutigen Darstellung der Informationen über die Stickstoffablagerung in der UVE und den dazugehörigen Dokumenten;
- Einblicke in die Stickstoffablagerung während der Bau- und Nutzungsphase und in die Natura 2000-Gebiete, die davon betroffen sein könnten;
- Es soll nachgewiesen werden, ob die Stickstoffemissionen durch entsprechende Maßnahmen weiter reduziert werden können.

Auffallend ist auch, dass es beim Stickstoff keinen Unterschied zwischen dem Verkehr von Den Helder und Eemshaven als Abfahrtsort gibt. Denn hier wird davon ausgegangen, dass nur die Stickstoffemissionen der Strecke berücksichtigt werden, auf der der Verkehr in das vorherrschende Verkehrsmuster übergeht. Ausgehend von dieser Annahme gibt es keinen Unterschied zwischen den beiden Häfen. Die Nettowirkung auf die Umwelt ist in Den Helder aufgrund der größeren Segel- und Flugdistanz größer, was in der Umweltverträglichkeitsstudie jedoch nicht dargestellt wird. Die Kommission empfiehlt, das EIR in diesem Punkt zu ändern.

²² Die Verarbeitung des Bohrkleins wird wahrscheinlich auch einige Stickstoffemissionen verursachen. Das Ausmaß dürfte begrenzt sein, hängt jedoch von der Verarbeitungsmethode ab und kann derzeit nicht quantifiziert werden.

In diesem Kapitel werden in Abschnitt 5.1 zunächst die Entwicklungen im Zusammenhang mit der Stickstoffdeposition im Allgemeinen und für das ONE-Dyas-Projekt im Besonderen erörtert. Um die Deposition der geänderten VKA darzustellen, werden die Emissionen von NO_x und NH₃ in Abschnitt 5.2 aktualisiert. Bei dieser Bestandsaufnahme wurde auch untersucht, ob es noch Möglichkeiten zur Emissionsminderung gibt (Abschnitt 5.3). Anschließend wurden neue Ausbreitungsberechnungen durchgeführt, um die Stickstoffdeposition in überlasteten Natura-2000-Gebieten zu ermitteln (Abschnitt 5.4), und die ökologischen Auswirkungen wurden für das Worst-Case-Szenario bewertet (Abschnitt 5.5). Einzelheiten zur Berechnung der Stickstoffdeposition sind in der Stickstoffdepositionsstudie in Anhang 3 enthalten.

5.1 Geschichte

Seit der Einreichung der Umweltverträglichkeitsprüfung und der Genehmigungsanträge am 13. Oktober 2020 wurden zusätzliche Berechnungen zur Stickstoffdeposition durchgeführt und der nationale politische Rahmen hat sich geändert. Um einen klaren Überblick über den Stand der Dinge zu geben, wird in diesem Abschnitt ein chronologischer Überblick über die Entwicklungen im Bereich der Stickstoffdeposition im Zusammenhang mit dem ONE-Dyas-Plan gegeben.

In Tabelle 5-1 sind die stickstoffrelevanten Unterlagen aufgeführt, die im Zusammenhang mit der Genehmigung N05-A eingereicht wurden.

Tabelle 5-1: Historie der stickstoffrelevanten Dokumente im Zusammenhang mit der Genehmigung N05-A

Datum der Einreichung	Dokument	Thema
13. Oktober 2020	<ul style="list-style-type: none"> Original EIA N05-A, insbesondere Kapitel 7 Genehmigungsanträge für N05-A 	<ul style="list-style-type: none"> Berechnung der Stickstoffemissionen Berechnung der Stickstoffdeposition mit AERIUS-Calculator 2019 Ökologische Folgenabschätzung der Stickstoffdeposition
25. November 2020	<ul style="list-style-type: none"> Nachtrag EIR N05-A M15 Angemessene Bewertung der Stickstoffablagerung 	<ul style="list-style-type: none"> Neuberechnung der Stickstoffdeposition mit der damals neuesten Version von AERIUS-Calculator (Version 2020); Aktualisierung der Schlussfolgerungen der angemessenen Bewertung der Stickstoffdeposition auf der Grundlage der neu berechneten Deposition; Begrenzte Anwendung der Regel für mobile Geräte.
12. Januar 2021	<ul style="list-style-type: none"> Erratum EIR N05-A 	<ul style="list-style-type: none"> Anpassung der Stickstoffdepositionsbestimmung in Absprache mit dem LNV. Aufgrund der fortschreitenden Einsicht fallen immer mehr Strahlenquellen in den Anwendungsbereich der Regel für mobile Maschinen; Streichung der angemessenen Bewertung der Stickstoffdeposition aufgrund der Tatsache, dass aufgrund der fortschreitenden Erkenntnisse keine Stickstoffdeposition in einem Natura 2000-Gebiet 0,00 mol/ha/Jahr überschreitet.

Regelung für mobile Geräte und Teilbefreiung von Gebäuden

Seit der Vorlage des UVE und seiner Ergänzungen hat sich auch der politische Rahmen für Stickstoff geändert. Dies betrifft insbesondere die Formalisierung der Regelung für mobile Maschinen und das Inkrafttreten des Stickstoffreduktions- und Naturverbesserungsgesetzes.

Zum Zeitpunkt der Vorlage der Umweltverträglichkeitsprüfung war eine interne Regelung des Ministeriums für Landwirtschaft, Natur und Lebensmittelqualität und der Provinzen bezüglich der Stickstoffablagerung durch mobile Geräte, die bei Bauarbeiten eingesetzt werden, angenommen worden. Diese politische Regel ist als Regel für mobile Geräte bekannt und wurde auch von den Provinzen angewandt. Diese Regel bedeutet, dass die Emissionen mobiler Geräte in der Bauphase nicht in die Berechnungen des AERIUS-Rechners einbezogen werden müssen, wenn die kombinierte Deposition dieser mobilen Geräte unter 0,05 mol/ha/Jahr bleibt. Die Nutzung dieser mobilen Hilfsmittel darf nicht länger als zwei Jahre dauern. Diese Regel wurde später auch in den "Handreiking Voortoets Stikstof"



[Leitfaden für den vorläufigen Stickstofftest] des Ministeriums für Landwirtschaft, Naturverwaltung und Fischerei vom 23. Februar 2021²³ aufgenommen.

Der Grund für diese Regelung ist, dass die mobilen Geräte das ganze Jahr über irgendwo in den Niederlanden im Einsatz sind. Da dies schon seit langem der Fall ist, werden die Emissionen dieser mobilen Maschinen einbezogen.

²³ <https://www.bij12.nl/wp-content/uploads/2021/03/BIJ12-Handreiking-Voortoets-Stikstof-%E2%80%93-Februari-2021.pdf>

in den Hintergrundkonzentrationen. Für ein Natura 2000-Gebiet macht es keinen Unterschied, ob der Stickstoff "von links oder von rechts" kommt. Wenn sie auch in einem Projekt enthalten sind, kommt es zu einer Doppelzählung. Diese Argumentation wurde vom Staatsanwalt geprüft und von den Provinzen im Konsultationsausschuss mit dem Minister für Landwirtschaft, Naturverwaltung und Fischerei am 22. April 2020 bestätigt.

Am 1. Juli 2021 trat das Stickstoffreduzierungs- und Naturverbesserungsgesetz (Wsn) in Kraft. Das Wsn ändert das Naturschutzgesetz (Wnb) und enthält Maßnahmen zur Verbesserung der Natur durch Verringerung der Stickstoffeinträge. Darüber hinaus ermöglicht das Wsn eine teilweise Befreiung von der naturschutzrechtlichen Genehmigungspflicht für den Aspekt des Stickstoffs bei Bautätigkeiten. Dies ist die so genannte partielle Baufreistellung. Die Ausnahmeregelung gilt für Bau-, Bau- und Abbrucharbeiten, nicht aber für die Nutzungsphase des Gebauten oder Errichteten. In der Begründung des Wsn wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Teilbefreiung für Bauvorhaben nicht nur für den Wohnungsbau, sondern auch für Infrastruktur- und Industrieanlagen gilt. Anders als bei der Regelung für mobile Maschinen und Geräte gibt es bei der Teilausnahme für das Baugewerbe keine Obergrenze für die Stickstoffdeposition während der Bauphase, und der Verursacher muss dies nicht mehr durch AERIUS-Berechnungen im Rahmen der Erteilung der Genehmigung nachweisen.

Bei der UVP und den Genehmigungsanträgen wurden die Stickstoffvorschriften in den verschiedenen Berichten wie folgt angewandt:

- EIR (Oktober 2020) und EIR Addendum (November 2020): In der EIR und dem EIR Addendum wurde eine eingeschränkte Anwendung der Regel für mobile Maschinen verwendet. Dabei wurden nur Transportmittel (Schiffe und Hubschrauber) im Rahmen der Regel für mobile Geräte bei der Ermittlung der Stickstoffdeposition aus Bau- und Verlegearbeiten berücksichtigt. Kranschiffe sowie Rohr- und Kabelverlegungsschiffe fielen nicht unter die Vorschrift.
- Erratum EIR (Januar 2021): Aufgrund der fortschreitenden Einsicht in den Anwendungsbereich der Regelung für mobile Maschinen und Geräte wurde im Erratum die Regelung für mobile Maschinen und Geräte für die Stickstoffdeposition bei Bauarbeiten herangezogen, wobei alle Transportmittel und andere Geräte, die bei Bauarbeiten verwendet werden, unter die Regelung für mobile Maschinen und Geräte fallen;
- Dieser Nachtrag (Dezember 2021): In diesem Nachtrag zum EIR fallen alle Bautätigkeiten unter die Teilbauausnahme. Diese Tätigkeiten sind daher nicht genehmigungspflichtig. Um jedoch einen Einblick in die Auswirkungen der Stickstoffdeposition während der Bauarbeiten zu erhalten, wurden die Auswirkungen auf Natura-2000-Gebiete kartiert und bewertet. Dies steht im Einklang mit dem Wunsch der Cmer, einen Einblick in die Auswirkungen der Stickstoffdeposition während der Bau- und Nutzungsphase zu geben.

Neue Version von AERIUS Calculator

Die Stickstoffdeposition von Plänen und Projekten muss laut Gesetz mit der neuesten Version von AERIUS-Calculator berechnet werden. Im EIR wurden die Berechnungen auf der Grundlage von AERIUS-Calculator 2019 durchgeführt. Im Addendum und im Erratum wurden die Berechnungen mit AERIUS Calculator 2020 durchgeführt. Die Version 2020 ist immer noch in Kraft und daher wurden die Berechnungen in dieser Ergänzung mit dieser Version durchgeführt.

Feste Entfernungsgrenze von 25 Kilometern

Am 09.07.2021 teilte der Minister für Landwirtschaft, Natur und Lebensmittelqualität in einem parlamentarischen Schreiben mit, dass die Regierung beabsichtigt, eine feste Abstandsgrenze für alle Emissionsquellen einzuführen. Für die Berechnung der Stickstoffdeposition, die für die Beantragung einer Naturgenehmigung erforderlich ist, gilt eine feste Entfernungsgrenze von 25 km. Für den Wohnungsbau, die Landwirtschaft, die Industrie und die Energiewirtschaft gelten derzeit keine Entfernungsgrenzen, während bei Infrastrukturprojekten die Stickstoffablagerung bis zu einer Entfernung von 5 km von der Straße berücksichtigt wird.

Ein fester Abstandsgrenzwert für alle Emissionsquellen führt zu mehr Klarheit und einer Gleichbehandlung der Emissionsquellen bei der Prüfung eines Genehmigungsantrags. Der AERIUS Cal-

culator wird auch für die Berechnung mit der festen Abstandsgrenze angepasst. Die neue Version von Aerius, einschließlich der festen Entfernungsgrenze, wird Mitte Januar 2022 in Kraft treten. In dieser Beilage wird Aerius 2020 daher weiterhin ohne eine feste Entfernungsgrenze von 25 km verwendet.

5.2 Aktualisierung der NOx- und NH3-Emissionen

Im Addendum und im Erratum wurden die NOx- und NH3-Emissionen des Projekts berechnet. Infolge der geänderten VKA ergeben sich folgende Änderungen:

- Beseitigung von Bohrklein und Bohrschlamm: Für die Beseitigung von Bohrklein und Bohrschlamm sind sieben zusätzliche Transporte pro Bohrloch erforderlich, um das wasserbasierte Bohrklein und den Bohrschlamm zu beseitigen. Eine dreimonatige Bohrkampagne erfordert 59 Transporte statt 52 Transporte in der Entladungsvariante.
- Der neue Standort der Plattform liegt etwa 850 Meter näher am Land und damit auch näher an stickstoffempfindlichen Natura-2000-Gebieten. Dies erhöht die Wahrscheinlichkeit der Stickstoffablagerung auf diesen Flächen in gewissem Umfang. Der neue Standort wird auch die Emissionen einiger damit verbundener Emissionsquellen verändern. So wird beispielsweise die Pipeline für den Gastransport 550 Meter kürzer sein, was die Bauzeit und die Emissionen verringert, aber die Versorgungsschiffe müssen etwas weiter zum Fahrwasser fahren. Die Auswirkungen dieser Änderungen sind gering und heben sich teilweise gegenseitig auf. Aus diesem Grund wurden diese Änderungen nicht gesondert berücksichtigt.

Tabelle 5-2 zeigt die Stickstoffemissionen für die modifizierte VKA. Für die Begründung der Emissionsquellen und Emissionen wird auf Anhang 3 verwiesen.

Tabelle 5-2: Überblick über die Emissionsquellen und Emissionen der VKA

Berichtsjahr	Emissionsquellen	Teilweise Befreiung?	Emissionen VKA
Jahr1 <i>Vorbohrer</i>	Diesel-Generatoren rig	Ja	2,84 t NOx/Jahr / 95 kg NH3/Jahr
	Fackel	Ja	0,49 t NOx/Jahr
	Versorgungsschiffe	Ja	1,44 t NOx/Jahr
	Wachtschiff	Ja	1,05 t NOx/Jahr
	Hubschrauber	Ja	0,06 t NOx/Jahr
	Gesamtemission		5,88 t NOx/Jahr / 95 kg NH3/Jahr
Jahr2 <i>Bau von Einrichtungen</i>	Schlepper	Ja	0,06 t NOx/Jahr
	Kranschiff	Ja	1,51 t NOx/Jahr
	Wachtschiff	Ja	0,06 t NOx/Jahr
	Rohrverleges Schiff	Ja	2,36 t NOx/Jahr
	Hilfsschiffe	Ja	8,26 t NOx/Jahr
	Wachtschiff	Ja	0,12 t NOx/Jahr
	Versorgungsschiff	Ja	0,11 t NOx/Jahr
	Tauchunterstützungsschiff	Ja	2,38 t NOx/Jahr
	Hubarbeitsbühne	Ja	1,71 t NOx/Jahr
	Kabelverlegungsschiff	Ja	2,66 t NOx/Jahr
	Hilfsschiffe	Ja	2,66 t NOx/Jahr
	Wachtschiff	Ja	0,07 t NOx/Jahr
	Gesamtemission		21,95 t NOx/Jahr / 0 kg NH3/Jahr
Jahr3 <i>Wettbewerbsfähige Operationen</i>	Diesel-Generatoren rig	Ja	0,19 t NOx/Jahr / 6 kg NH3/Jahr
	Fackel	Ja	0,50 t NOx/Jahr
	Hubschrauber	Ja	0,09 t NOx/Jahr
	Versorgungsschiffe	Ja	2,24 t NOx/Jahr
	Wachtschiff	Ja	1,57 t NOx/Jahr
	Notstromaggregat N05-A	Nein	0,01 t NOx/Jahr
	Gesamtemission		4,59 t NOx/Jahr / 6 kg NH3/Jahr
Jahr 4 <i>Nur</i>	Hubschrauber	Nein	0,02 t NOx/Jahr
	Versorgungsschiffe	Nein	0,27 t NOx/Jahr
	Notstromaggregat N05-A	Nein	0,01 t NOx/Jahr

Gaserzeugnisse

Gesamtemission

0,30 t NO_x/Jahr / 0 kg NH₃/Jahr

5.3 Getroffene und noch zu treffende Abhilfemaßnahmen

Bei der Planung des gesamten N05-A-Projekts wurde bereits in einem frühen Stadium untersucht, wie die Stickstoffemissionen in allen Phasen des Projekts so weit wie möglich reduziert werden können. Diese Maßnahmen sind bereits Teil der ursprünglichen VKA und werden in der Umweltverträglichkeitsprüfung für N05-A beschrieben. Die wichtigsten Abhilfemaßnahmen in diesem Rahmen sind (siehe auch Kapitel 7 von Teil 2 des EIR für N05-A):

- **Elektrifizierung der Produktionsplattform:** Die Produktionsplattform wird mit Strom aus dem deutschen Windpark Riffgat versorgt, und auf der Plattform N05-A wird es nur ein kleines Notstrom-Dieselaggregat geben. Diese Maßnahme stellt sicher, dass während der Betriebsphase (ab Jahr 3) NOx-Emissionen fast vollständig vermieden werden. Die Reduzierung beträgt etwa 57 Tonnen NOx pro Jahr und gilt für die gesamte Lebensdauer der Plattform.
- **Elektrifizierung der Bohrinself:** Die Bohrinself wird mit Strom aus dem deutschen Windpark Riffgat betrieben. Durch diese Maßnahme werden die Luftemissionen der Dieselgeneratoren auf der Bohrinself weitgehend vermieden und es verbleibt nur eine geringe Restemission von Motoren, die nicht elektrifiziert werden können. Diese Maßnahme stellt sicher, dass bei gleichzeitiger Förderung und Bohrung im Jahr 3 (Parallelbetrieb) NOx-Emissionen fast vollständig vermieden werden. Die Reduktion gegenüber einer konventionellen Bohrinself beträgt etwa 28 Tonnen NOx pro Jahr und gilt für die vier Jahre gleichzeitiger Bohrung und Gasförderung.
- **Bohrinself mit SCR (Selective Catalytic Reduction)** Während der Vorbohrungen im Jahr 1 kann die Bohrinself noch nicht elektrifiziert werden, da das Kabel nach Riffgat noch nicht verlegt ist. Um die NOx-Emissionen während der Vorbohrung zu reduzieren, wird eine Bohrplattform eingesetzt, auf der die Dieselgeneratoren mit SCR ausgerüstet sind. Dies führt zu einer Emissionsreduzierung von 85 % bis über 90 % im Vergleich zu einer herkömmlichen Bohrinself. Dies entspricht einer Reduzierung von etwa 17 Tonnen NOx und gilt für das Jahr, in dem die Vorbohrungen durchgeführt werden.
- **Rückgewinnung des Fackelgases:** Nach Abschluss der Bohrung muss das gebohrte Loch sondiert und getestet werden. Befindet sich die Bohrplattform jedoch in unmittelbarer Nähe der in Betrieb befindlichen Förderplattform, kann ein Teil des bei den Tests freigesetzten Erdgases über die Förderplattform gefördert und als marktfähiges Erdgas aufbereitet werden. Dies führt zu einer Halbierung der Fackelemissionen, was einer Verringerung von 0,5 Tonnen NOx pro Jahr entspricht und für die Jahre gilt, in denen gleichzeitig Gas gebohrt und gefördert wird.

Um einen Einblick in die Auswirkungen der oben erwähnten Minderungsmaßnahmen zu geben, wird in Tabelle 5-3 die Stickstoffdeposition über den gesamten Projektzeitraum ohne und mit den oben erwähnten Minderungsmaßnahmen berechnet: ein Jahr Vorbohrung, ein Jahr Bau, vier Jahre gleichzeitiger Betrieb und 14 Jahre nur Produktion²⁴. Ohne die oben genannten Maßnahmen wären in diesem Zwanzigjahreszeitraum 1200 Tonnen NOx emittiert worden, mit den Maßnahmen dagegen nur 50 Tonnen. Dies entspricht einer Reduzierung um mehr als 95 %.

²⁴ Bei den genannten Jahren handelt es sich um Berechnungsjahre, d. h. um einen Zeitraum von 365 Tagen, in dem die Tätigkeit ausgeübt wird. Die entsprechende Tätigkeit in diesen Jahren kann eine kürzere Zeit in Anspruch nehmen. So wird beispielsweise erwartet, dass die Vorbohrungen über 8 Monate und nicht ein ganzes Jahr dauern.

Tabella 5-3: Zusammenfassung der NO_x-Emissionen bei konventioneller Umsetzung des N05-A-Projekts und mit der Reduzierung der vorgesehenen Minderungsmaßnahmen.

Berichtsjahr und Emissionsquellen	Maßnahme	Emissionen ohne Emissionsminderung (Tonnen NO _x /Jahr)	Emissionen mit Emissionsminderung (Tonnen NO _x /Jahr)	Gesamtreduktion (Tonnen NO _x /Jahr) ²
Jahr1 Vorbohrungen (< 1 Jahr)¹⁾				
▪ Dieselgeneratoren für Bohrsinseln	SCR	19,9	2,9	17,0 t/Jahr
▪ Andere Quellen ^{1),2)}		<u>3,0</u>	<u>3,0</u>	
▪ Insgesamt		22,9	5,9	
Jahr2 Konstruktion (1 Jahr)				
▪ Andere Quellen ¹⁾	Nein	<u>22,0</u>	<u>22,0</u>	-
Insgesamt		22,0	22,0	
Jahr3 Wettbewerbsfähige Maßnahmen (4 Jahre)				
▪ Produktionsplattform für Stromerzeuger	Elektrifizierungsplattform Elektrifizierungsbohrplattf	57,0 28,2	0,0 0,2	84,6 t/Jahr
▪ Dieselgeneratoren für Bohrsinseln	orm Rückgewinnung von	1,0	0,5	338,4 t insgesamt
▪ Abfackeln	Fackelgas	<u>3,9</u>	<u>3,9</u>	
▪ Andere Quellen ^{1),2)}		90,1	4,6	
Insgesamt				
Jahr4 Produktion (14 Jahre)				
▪ Produktionsplattform für Stromerzeuger	Plattform für die Elektrifizierung	57,0 <u>0,3</u>	0,0 <u>0,3</u>	57,0 t/Jahr 798,0 t gesamt
▪ Andere Quellen ¹⁾		57,3	0,3	
Insgesamt				
Gesamtemissionen und Reduktionen über 20 Jahre³⁾		1 207,5	50,5	1 157,0 t insgesamt

- 1) In der Tabelle sind nur die Quellen aufgeführt, bei denen Abhilfemaßnahmen erwähnt wurden. Einen Überblick über alle Emissionsquellen (wie Versorgungsschiffe, Arbeitsboote und Hubschrauber) finden Sie in der Studie zur Stickstoffdeposition in Anhang 3.
- 2) Für die Jahre der Bohrungen wurden nur die Stickstoffemissionen aus dem Transport auf der Strecke berücksichtigt, auf der sich der Verkehr in das vorherrschende Verkehrsmuster einfügt. Alle Emissionen, die bei der Verarbeitung von Bohrklein und Schlamm entstehen, gelten als von der Genehmigung des Verarbeiters abgedeckt.
- 3) Jährlich erzielte Reduktionen und Gesamtreduktionen über die Dauer der Aktivität: 1 Jahr Vorbohrung, 1 Jahr Bau, 4 Jahre gleichzeitiger Betrieb und 14 Jahre reine Produktion.

Mit den genannten Maßnahmen konnte die überwiegende Mehrheit der Emissionsquellen deutlich reduziert werden. Die einzige verbleibende größere NO_x-Emissionsquelle sind die Emissionen der Arbeitsboote im Jahr der Errichtung. ONE-Dyas hat untersucht, ob eine Verringerung noch möglich ist. Im Prinzip ist es möglich, sauberere Schiffe zu beauftragen als derzeit angenommen. Das Problem ist jedoch, dass für den Bau spezielle Schiffe wie Kranschiffe, Rohrverlegungsschiffe und Kabelverlegungsschiffe benötigt werden. Weltweit gibt es nur eine begrenzte Anzahl solcher Schiffe, und einige von ihnen sind bereits seit langem für Großprojekte unter Vertrag. Da es sich bei dem Projekt N05-A um ein relativ kleines Projekt handelt, muss man sich bei der Auftragsvergabe mit der Ausrüstung begnügen, die gerade zur Verfügung steht und sich in der Nähe der Nordsee befindet.

ONE-Dyas unternimmt alle Anstrengungen, um moderne, saubere Schiffe zu beschaffen. Da dies nicht im Voraus garantiert werden kann, wird bei den Berechnungen konservativ von älteren Schiffen ausgegangen, um eine Unterschätzung der Auswirkungen zu vermeiden.

5.4 Berechnung der Stickstoffdeposition

Mit AERIUS Calculator wurde die Stickstoffdeposition für die modifizierte VKA für die vier Berechnungsjahre berechnet. Dies wurde mit der neuesten Version von AERIUS, derzeit 2020,



durchgeführt. In Anhang 3 werden die Stickstoffberechnung und die Änderungen im Vergleich zu den früheren Berechnungen beschrieben. In Übereinstimmung mit dem Ratschlag

der EIA-Kommission basieren die Berechnungen in dieser Ergänzung nicht auf der Regelung für mobile Arbeit oder der Teilfreistellung mit dem Ziel, die Ablagerungsrate eigenständig zu ermitteln und zu bewerten.

Die AERIUS-Berechnungen zeigen die folgenden Ergebnisse für die vier Berechnungsjahre²⁵:

- 1 Jahr1 (vor dem Bohren) führt zu einer Stickstoffdeposition von > 0,00 mol/ha/Jahr in fünf Natura 2000-Gebieten mit einer maximalen Stickstoffdeposition von 0,02 mol/ha/Jahr in den Dünen von Schiermonnikoog. Alle Emissionen in diesem Jahr fallen unter die teilweise Gebäudeausnahme.
- 2 Jahr2 (Bau) wird zu einer Stickstoffdeposition von > 0,00 mol/ha/Jahr in 49 Natura 2000-Gebieten führen, mit einer maximalen Stickstoffdeposition von 0,05 mol/ha/Jahr in den Dünen von Schiermonnikoog. Alle Emissionen in diesem Jahr fallen unter die teilweise Gebäudeausnahme.
- 3 Jahr3 (gleichzeitiger Betrieb) führt zu einer Stickstoffdeposition von > 0,00 mol/ha/Jahr in vier Natura 2000-Gebieten mit einer maximalen Stickstoffdeposition von 0,01 mol/ha/Jahr in den Dünen von Schier- monnikoog. Die meisten Emissionen in diesem Jahr fallen unter die teilweise Gebäudeausnahme. Die betriebsbedingten Emissionen führen zu keiner Stickstoffdeposition von mehr als 0,00 mol/ha/Jahr.
- 4 Jahr4 (nur Gasproduktion) führt nicht zu einer Stickstoffdeposition von > 0,00 mol/ha/Jahr. Tabelle5-4 gibt einen Überblick über die berechneten Ablagerungen.

Tabelle 5-4: AERIUS-Berechnungsergebnisse für die vier Berechnungsjahre

Berichtsjahr	Emission	Anzahl der Gebiete mit Stickstoffdeposition > 0,00 mol/ha/yr	
		Ohne Teilbefreiung	Mit Teilbefreiung
Jahr1: Vorbohren	5,88 Tonnen NOx/Jahr / 95 Tonnen NH3/Jahr	5 / max. 0,02 mol/ha/Jahr	0
Jahr2: Bau	21,95 Tonnen NOx/Jahr	49 / max. 0,05 mol/ha/Jahr	0
Jahr3: Wettbewerbsfähige Maßnahmen	4,59 Tonnen NOx/Jahr / 6 Tonnen NH3/Jahr	4 / max. 0,02 mol/ha/Jahr	0
Jahr4: Nur Produktion	0,30 Tonne NOx/Jahr	0	0

Die höchsten Emissionen und Stickstoffeinträge treten im Jahr der Errichtung auf. Tabelle 5-5 zeigt die Gebiete, in denen die Stickstoffdeposition in der Bauphase 0,00 mol/ha/Jahr übersteigt, sowie den höchsten berechneten Beitrag zu diesen Gebieten.

Tabelle 5-5: Zusammenfassung der Stickstoffdeposition in stickstoffsensiblen Natura 2000-Gebieten (mol/ha/y) im Jahr der Errichtung (Jahr2)

Natura 2000-Gebiet	Höchster Beitrag mol/ha/yr	Natura 2000-Gebiet	Höchster Beitrag mol/ha/yr
Die Dünen von Schiermonnikoog	0,05	Groote Wielen	0,01
Wattenmeer	0,04	Dünen und Flachland Texel	0,01
Küstengebiet der Nordsee	0,03	Bargerveen	0,01
Ameland Dünen	0,03	Dünen von Den Helder und Callantsoog	0,01
Die Dünen von Terschelling	0,02	IJsselmeer	0,01
Gebiet Drentsche Aa	0,02	Vecht und Niederreggegebiet	0,01
Norgerholt	0,01	Engbertsdijkvenen	0,01
Fochteloërveen	0,01	Veluwe	0,01
Die Dünen von Vlieland	0,01	Schoorl Dünen	0,01
Drouwenerzand	0,01	Springendal & Mosbeek-Tal	0,01
Lieftinghsbroek	0,01	Rijntakken	0,01

²⁵ Diese Ergebnisse können nicht eins zu eins mit den Ergebnissen verglichen werden, die im Addendum zum EIR vom November 2020 vorgestellt wurden. Dies ist darauf zurückzuführen, dass, wie in Abschnitt 5.1 beschrieben, die Regel für mobile Maschinen berücksichtigt wurde.

Natura 2000-Gebiet	Höchster Beitrag mol/ha/yr	Natura 2000-Gebiet	Höchster Beitrag mol/ha/yr
Bakkeveen-Dünen	0,01	Olde Maten & Veerslootslanden	0,01
Drents-Friese Wold & Leggelderveld	0,01	Zwanenwater & Pettemerduinen	0,01
Wijnjeterper Schar	0,01	Noordhollands Duinreservaat	0,01
Alde Feanen	0,01	Oudegaasterbrekken, Fluessen und Umgebung	0,01
Witterveld	0,01	Salland-Kamm	0,01
Dwingelderveld	0,01	Bergteiche & Brecklenkampse Veld	0,01
Holtingerveld	0,01	Achter de Voort, Agelerbroek & Voltherbroek	0,01
Mantinger Wald	0,01	Wierdense Veld	0,01
Elper Becken	0,01	Landgüter Oldenzaal	0,01
Mantingerzand	0,01	Boetelerveld	0,01
Weerribben	0,01	Borkeld	0,01
Die Wieden	0,01	Schwarzwasser- und Vechtetalau	0,01
Rottige Meenthe & Brandemeer	0,01	Lemselermaten	0,01
Van Oordt's Mersken	0,01		

5.5 Ökologische Folgenabschätzung Stickstoffdeposition

Bei der Bewertung der ökologischen Auswirkungen der projektbedingten Veränderungen der Stickstoffdeposition auf die Natura-2000-Schutzziele sind die Auswirkungen des Projekts während der Bauphase von besonderer Bedeutung (Jahr 2). Dies ist das Jahr mit der höchsten Stickstoffdeposition; in den anderen Projektjahren ist das Ausmaß der Stickstoffdeposition aufgrund der geplanten Minderungsmaßnahmen viel geringer oder gleich null. Im Jahr der Errichtung werden 49 Natura-2000-Gebiete von Stickstoffeinträgen von mehr als 0,00 mol/ha/Jahr betroffen sein (siehe Tabelle 5-5). Die Stickstoffdeposition beträgt auf den meisten Flächen höchstens 0,01 mol/ha/Jahr; die höchste Deposition findet in den Dünen von Schiermonnikoog statt (0,05 mol/ha/Jahr).

Dieser Abschnitt befasst sich zunächst mit den Auswirkungen der Stickstoffdeposition auf die Natur im Allgemeinen und dann mit den Auswirkungen der Stickstoffdeposition durch das N05-A-Projekt im Besonderen.

5.5.1 Auswirkungen der Stickstoffdeposition auf die Natur

Eine ökologische Folgenabschätzung konzentriert sich auf den kritischen Wert für die Deposition (KDW), die Erhaltungsziele, die Qualität der Lebensraumtypen, die aktuelle Hintergrunddeposition und die unterstützenden Faktoren der Lebensraumtypen und/oder Arten. In den folgenden Abschnitten werden diese verschiedenen Aspekte und Ansatzpunkte für die Folgenabschätzung erläutert.

Kritischer Depositionswert (KDW)

Die Stickstoffdeposition in der Atmosphäre kann zur Versauerung und Eutrophierung stickstoffempfindlicher Lebensraumtypen führen, wenn sie einen kritischen Wert überschreitet: den kritischen Depositionswert (KDW). Kritischer Depositionswert (Critical Deposition Value), basierend auf den neuesten wissenschaftlichen Erkenntnissen von van Dobben et. al. (2012):

Der Grenzwert, bei dessen Überschreitung das Risiko einer erheblichen Verschlechterung der Qualität des Lebensraumtyps aufgrund der versauernden und/oder eutrophierenden Wirkung der atmosphärischen Deposition nicht ausgeschlossen werden kann.

Die AB-RvS formulierte dies (unter anderem) in ihrem Urteil vom 11. März 2020 (ECLI:NL:RVS:2020:741) wie folgt:

Ein Überschreiten des kritischen Konzentrationswertes bedeutet nicht unbedingt, dass ein Lebensraumtyp von schlechter Qualität ist. Kurz gesagt, der kritische Depositionswert gibt an, ab welcher Höhe der Stickstoffdeposition nicht mehr davon ausgegangen werden kann, dass sich die Qualität des Lebensraumtyps aufgrund der versauernden und/oder eutrophierenden Wirkung der Stickstoffdeposition verschlechtern könnte. Eine Überschreitung dieses Wertes bedeutet daher nicht, dass eine Verschlechterung der Qualität eines Lebensraumtyps festgestellt wurde, sondern nur, dass die Möglichkeit einer solchen Verschlechterung nicht unbedingt auszuschließen ist.

Oder, wie im Kompendium für die Lebensumwelt26 verwendet:

Ein kritischer Depositionswert ist definiert als die maximal zulässige Menge an atmosphärischer Deposition, bei der nach dem derzeitigen wissenschaftlichen Kenntnisstand keine nachteiligen Auswirkungen auf die Struktur und die Funktionen von Ökosystemen auftreten.

Wenn die atmosphärische Deposition den KDW des Lebensraumtyps übersteigt, besteht die Gefahr einer erheblichen negativen Auswirkung, wodurch das Erhaltungsziel für einen Lebensraumtyp (in Bezug auf Qualität und Fläche) nicht nachhaltig erreicht werden kann. Je höher die Überschreitung des kritischen Wertes ist und je länger sie anhält, desto größer ist die Gefahr unerwünschter Auswirkungen auf die biologische Vielfalt. Hier geht es um das langfristige und nachhaltige Überleben von Lebensraumtypen. Der KDW ist kein Prüfwert für vorübergehende Auswirkungen. Bei der Folgenabschätzung sollten nur die Orte berücksichtigt werden, an denen die Stickstoffdeposition in einer Situation zunimmt, in der der kritische Depositionswert überschritten wird.

Innerhalb der erhöhten Hintergrundablagerung ist es möglich, mehrere Lebensraumtypen nachhaltig zu erhalten, wenn andere Kontrollfaktoren, wie z. B. die Hydrologie oder das Management, ausreichend vorhanden sind. Der KDW ist je nach Lebensraumtyp unterschiedlich. Diese werden als extrem empfindlich, sehr empfindlich, empfindlich und mäßig empfindlich eingestuft. Tabelle 5-6 zeigt die Klassen und Beispiele von Lebensraumtypen, die in diese Klassen fallen.

Tabelle 5-6: Klassifizierung der Empfindlichkeitsklassen für Lebensraumtypen und Zeitpfad für den tatsächlichen Flächenverlust eines Lebensraumtyps aufgrund von Qualitätsverlusten durch Stickstoffdeposition (Quelle: Royal HaskoningDHV, 2019 und Aktualisierung auf Grundlage der Expertensitzung im November 2019)

Empfindlichkeitsklasse	KDW		Beispiele für Lebensraumtypen	Zeiträumen tatsächlicher Verlust des Lebensraumtyps
	(mol N/ha/Jahr)	(kg N/ha/Jahr)		
Hochsensibel	<1000	6 - 15 kg	Schwach gepufferte und saure Niedermoore, Sandverwehungen, Heidewiesen, aktive Moore	10 Jahre
Hochsensibel	1000 - 1500	15 - 21 kg	Trockene und feuchte Heidelandschaften, Wacholdergebüsche, alte Eichenwälder, blaue Wiesen, kalkhaltige Sümpfe, Pionierweiden, Buchen-Eichenwälder.	12,5 Jahre
Empfindlich	1500 - 2000	21 - 28 kg	Wälder am Flussufer	15 Jahre
Mäßig empfindlich	>2000	> 28 kg	Bäche und Flüsse mit Wasserpflanzen, Seen mit Krebsnetzen, Eschen-Ulmenwälder, Kranzgewässer	20 Jahre

Der KDW wird hauptsächlich in (ganzen) Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr ausgedrückt (1 kg N = 71,39 mol N). Es sind keine Experimente bekannt, in denen Auswirkungen bei einer Stickstoffausbringung von weniger als 1 kg N/ha/Jahr festgestellt wurden. Eine genauere Bestimmung der KDWs wird auf der Grundlage des verfügbaren Wissens nicht als gerechtfertigt angesehen (van Dobben et al., 2012).

²⁶ Kompendium für die biologische Umwelt - Düngung und Versauerung: Ursachen und Auswirkungen:
<https://www.clo.nl/indicatoren/nl0178-ver-fertilisation-and-acidification-causes-and-effects>

Die meisten Lebensraumtypen haben einen Stickstoffkreislauf, in dem jährlich größere Mengen Stickstoff zirkulieren, oft Tausende von Kilogramm pro ha. Ungestörte, natürliche Hintergrundablagerungen liegen in der Größenordnung von 1 - 5 kg Stickstoff pro ha und Jahr (Stuyfzand 1993; Asman et al. 1998; Galloway et al. 2004; Kooijman et al, 2009), was 71 - 357 mol N/ha/Jahr entspricht. In den Niederlanden gibt es jedoch keine natürliche Hintergrundablagerung mehr. Der Mensch hat die Hintergrundablagerung deutlich erhöht. Die Hintergrunddeposition in den Niederlanden liegt ungefähr zwischen 1000 und 3500 mol N/ha/Jahr mit großen regionalen Unterschieden (AERIUS). Die Hintergrundablagerung ist in den offenen Gebieten und entlang der Küste am geringsten. Dies ist zum Teil auf den Seewind und die stärkere Erfassung in Wäldern als in offenem kahlem Gelände zurückzuführen (van Dobben & van Hinsberg, 2008).

Die Hintergrundablagerung wird als Durchschnitt über mehrere Jahre dargestellt. Aus dem Begleitbericht zu den Berechnungen der Hintergrunddeposition geht hervor, dass meteorologische Schwankungen zu Schwankungen der durchschnittlichen jährlichen Konzentrationen und Depositionen von 5 bis 10 Prozent führen (RIVM, 2015). Dies bedeutet, dass für eine Hintergrunddeposition zwischen 1000 - 3500 mol N/ha/Jahr (AERIUS) eine Schwankung zwischen 50 und 350 mol N/ha/Jahr vorgesehen ist.

Der Trend der jährlichen Stickstoffdeposition ist seit 1990 von 2600 mol N/ha/Jahr auf durchschnittlich 1600 mol N/ha/Jahr zurückgegangen (RIVM 2018 Düngerstickstoffdeposition pro Hektar). In letzter Zeit ist kein weiterer Rückgang zu verzeichnen. Trotz des Rückgangs wird auf regionaler Ebene der kritische Depositionswert der Lebensraumtypen überschritten. Um festzustellen, ob der kritische Depositionswert überschritten wird, wird die Hintergrunddeposition verwendet, die in der aktuellsten und vollständigsten Depositionskarte von AERIUS-Calculator enthalten ist.

Die derzeitigen Stickstoffkonzentrationen in den Niederlanden sind so hoch, dass es (fast) keine direkten toxischen Schäden an Pflanzen gibt. Daher spielt dieser Wirkungsmechanismus in den Niederlanden in Bezug auf die atmosphärische Deposition von Stickstoff keine Rolle (Smits und Bal, 2014).

Mögliche Auswirkungen von Stickstoff

Die Stickstoffdeposition aus der Luft hat eine düngende und/oder versauernde Wirkung auf den Boden. Da die Arten unterschiedlich darauf reagieren, kommt es zu Veränderungen im Konkurrenzverhältnis zwischen den Pflanzen. Die Düngung führt zur Verdrängung weniger konkurrenzfähiger Arten, die oft an nährstoffarme Standorte angepasst sind, durch stickstoffzehrende, oft schnell wachsende Arten. Dies liegt daran, dass ein großer Teil der Arten in naturnahen und natürlichen Ökosystemen tatsächlich an eine geringe Stickstoffverfügbarkeit im Boden angepasst ist. Die Zusammensetzung der Vegetation (und damit die Qualität der Lebensraumtypen) kann sich infolgedessen ändern. Im Allgemeinen führt ein Anstieg der Nahrungsverfügbarkeit zu einem Verlust an langsam wachsenden Arten, die oft charakteristisch für Lebensraumtypen sind. Die Qualität der Lebensraumtypen wird daher abnehmen.

Je nach Bodentyp, Lebensraumtyp und Schlüsselfaktoren (z. B. Boden- und Oberflächenwasserbewirtschaftung, angewandte (natürliche) Bewirtschaftung, natürliche Dynamik) hat die Stickstoffdeposition mehr oder weniger starke Auswirkungen.

Stickstoffauswaschung

Die Projekte verursachen hauptsächlich NO_x-Emissionen, die in Form von gelöstem Nitrat in den Boden gelangen. In trockenen terrestrischen Systemen wird der Stickstoff fast immer vollständig in Form von Nitrat ausgewaschen. Ein Teil des Stickstoffs wird daher schnell aus der Wurzelzone verschwinden, bevor er fixiert (und später für die Pflanze verfügbar gemacht) oder von den Pflanzen aufgenommen wird. Außerhalb der Vegetationsperiode nehmen die Pflanzen wenig Nährstoffe aus dem Boden auf, da sie sich in Ruhe befinden. Daher verschwindet im Herbst und Winter ein größerer Teil der Ablagerungen aus der Wurzelzone, bevor sie im Frühjahr und Sommer wieder aufgenommen werden können.

Beispielsweise schwankt die jährliche Nährstoffbelastung von Wasser, das aus Naturgebieten auf Sandböden ausgewaschen wird, zwischen 4 und 16 kg N/ha/Jahr bei einer Deposition von 33 kg N/ha/Jahr (Schoumans et al. 2008), also 12 bis 50 %.

Typische Arten der Lebensraumtypen

Ein Lebensraumtyp besteht aus bestimmten Pflanzengemeinschaften, deren typische Pflanzen und/oder Tierarten ebenfalls dem Lebensraumtyp zugeordnet sind. Dies wird bei der Bewertung der Auswirkungen von Stickstoff auf die Qualität des Lebensraumtyps berücksichtigt. Diese typischen Arten können bereits als Arten der Habitat- und Vogelschutzrichtlinie für ein Natura 2000-Gebiet in Frage kommen. So ist beispielsweise der Grünkohl eine typische Art für H2190B Feuchte Dünentäler, und diese Art kommt auch für das Natura 2000-Gebiet Zwanenwater & Pettemerduinen in Frage. Auf diese Weise werden die Auswirkungen des Projekts auf typische Arten teilweise abgedeckt. Für andere Arten ist die Dosis-Wirkungs-Beziehung der Stickstoffdeposition oft nicht gut untersucht. Das Vorkommen von Arten hängt auch von ihrer Verbreitung ab. Ein Lebensraumtyp kann in Bezug auf die abiotischen und biotischen Bedingungen optimal sein, aber aufgrund der Abwesenheit der Art in der Nähe und/oder aufgrund von Fragmentierung unzugänglich sein. Der entscheidende Faktor für diese typischen Arten bleibt das Vorhandensein konstanter abiotischer und biotischer Bedingungen. Bei der Bewertung der Wirkung der Lebensraumtypen werden diese steuernden Faktoren bewertet, so dass indirekt auch die typischen Arten bewertet werden. Die Grundannahme ist, dass die Voraussetzungen für eine typische Art nicht strenger sind als für den Lebensraumtyp, für den sie typisch ist, es sei denn, die Literatur zeigt, dass dies der Fall ist.

Arten der Habitat- und Vogelschutzrichtlinie

Die Folgenabschätzung für Arten der Habitat- und Vogelschutzrichtlinie, die (teilweise) auf stickstoffempfindliche Lebensräume angewiesen sind, unterscheidet sich von derjenigen für Lebensraumtypen. Die meisten Arten sind auf mehrere Lebensraumtypen (Lebensraumtypen und/oder Lebensräume) angewiesen und nicht streng an einen stickstoffempfindlichen Lebensraum gebunden. In den Gebietsanalysen wurden die Arten beschrieben, die stickstoffempfindliche Lebensräume und/oder Lebensraumtypen ganz oder teilweise nutzen. Das AERIUS-Berechnungsprogramm berücksichtigt bereits potenziell geeignete Lebensräume, die oft viel größer sind als die tatsächlich genutzten Lebensräume, so dass die Berechnung eine Überschätzung der relevanten Fläche stickstoffempfindlicher Lebensräume darstellen kann. Darüber hinaus sind viele der stickstoffempfindlichen Natura-2000-Arten nicht streng an stickstoffempfindliche Lebensräume gebunden. So nutzen beispielsweise die Heidelerche, der Steinschmätzer, der Neuntöter, der Keilschwanzspecht und der Schwarzspecht in der Veluwe auch Wälder und Sträucher, die viel weniger empfindlich auf Stickstoff reagieren als die offene Vegetation. Andere Lebensräume, die als stickstoffempfindlich eingestuft wurden, werden oft noch gedüngt, wie z. B. die Lebensräume Lg08 feuchtes, mäßig nährstoffreiches Grünland und Lg11 Blumenwiese & blühendes Wiesenvogelgrünland des Fluss- und Seetongebiets im Rijntakken. Auf diesen Grünlandflächen ist die Ausbringung von Dung erlaubt (empfohlene Menge von 229 kg N/ha/Jahr²⁷ oder 16 350 mol N/ha/Jahr).

Die ökologische Bewertung konzentriert sich auf die Frage, ob das Natura 2000-Gebiet eine ausreichende Tragfähigkeit für eine Mindestanzahl der ausgewiesenen Arten (Populationen/Anzahl/Brutpaare) bietet. Die meisten Arten sind mehr oder weniger mobil und daher nicht streng standortgebunden. Die Tragfähigkeit eines Gebietes wird durch das Vorhandensein geeigneter Lebensräume bestimmt, die aus einem vielfältigen Spektrum verschiedener Vegetationstypen (Lebensraumtypen und Lebensräume) sowie ausreichender Ruhe bestehen können. Im Gegensatz zu den Lebensraumtypen spielt die Störung eine wichtige Rolle bei der Nutzung eines Naturraums durch Tiere. So hat die Anwesenheit von stark befahrenen Autobahnen und Freizeitnutzern durch Lärm, Beleuchtung und die physische Anwesenheit von Menschen einen deutlichen Störeffekt auf verschiedene (Brut-)Vögel. Die Gründe für das Fehlen von Arten und/oder das Nichterreichen der Mindestzahlen können auch außerhalb des Gebiets und sogar außerhalb der Niederlande liegen, während die Tragfähigkeit in Ordnung ist. Dies gilt zum Beispiel für Brutvögel, die in Afrika überwintern, für Vögel am Rande ihres natürlichen Verbreitungsgebiets oder für Zugvögel mit Engpässen in ihren Brutgebieten oder auf ihren Zugwegen.

Die Rolle des (Natur-)Managements

Die Bewirtschaftung in Form von Beweidung, Mahd und Entwässerung, Pflügen und Ausbaggern ist für die verschiedenen Lebensraumtypen notwendig, um die natürliche Sukzession wiederherzustellen, und ist daher ein Schlüsselfaktor für die Qualität eines Lebensraumtyps. Diese Maßnahmen stehen im Einklang mit den kulturgeschichtlichen

²⁷ Ausschuss für die Düngung von Grünland und Futtermitteln, 2019. Beratung zur Befruchtung.

Die Nutzung der Naturräume, wobei Niederwaldbewirtschaftung, Rasenpflege und Heuwirtschaft die heutigen Naturwerte geschaffen haben.

Mähen oder Beweiden kann den Stickstoffeintrag verringern, indem Biomasse entfernt und die Bildung einer Streuschicht verhindert wird. Durch das Pflügen wird auch der in der Humusschicht gespeicherte Stickstoff entzogen. Durch die Entfernung der Biomasse wird auch der darin enthaltene Stickstoff aus dem System entfernt. Die Wahl des (Natur-)Bewirtschafters für die Art der Bewirtschaftung wie Heuwiesenbewirtschaftung, extensive Beweidung oder keine regelmäßige Bewirtschaftung kann zu einer beschleunigten Biomasseakkumulation führen, bei der der Einfluss einer zu hohen Stickstoffdeposition auf die Entwicklung eines Lebensraumtyps eine untergeordnete Rolle spielt.

In beweideten Heideflächen verschwindet der Stickstoff durch die Umverteilung von Nährstoffen innerhalb der Fläche und in den Schafstall sowie durch die Verflüchtigung von Ammoniak aus dem Urin. Auch der Verkauf von Lämmern spielt eine Rolle. Per Saldo führt die Beweidung zu einem Nährstoffzug aus dem Naturschutzgebiet, der hauptsächlich durch die Verflüchtigung von Ammoniak verursacht wird (Elbersen et al., 2003).

Durch das Pflügen kann eine relativ große Menge an Stickstoff entfernt werden. Es gibt bekannte Zahlen für degradierte Heideflächen. Bei degradierten Heideflächen, bei denen der Boden bis zum mineralischen Niveau umgepflügt wird, werden 1000 - 1100 kg N/ha entzogen (71 394 - 78 534 mol N/ha). In Gebieten, in denen etwa ein Viertel der Humusschicht erhalten bleibt, beträgt der Stickstoffentzug etwa 800 - 880 kg N/ha (57 116 - 62 827 mol N/ha) (Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer 1988).

Neben der Entfernung von Stickstoff aus dem System werden auch andere Mineralien aus dem System entfernt, z. B. durch das Pflügen einschließlich der obersten Bodenschicht. In sehr nährstoff- und mineralarmen Sandböden stellt dies ein Risiko dar. Eine kleinräumige Zufuhr von Mineralien wie in der Vergangenheit (ca. 1850-1900) durch leichte Düngung mit Hofdünger, Pufferung durch Lehmgewinnung und -transport oder Schafwaschung in schwach gepufferten Tümpeln findet heute nicht mehr statt.

Intermezzo: Berechnungsbeispiel für die Stickstoffbelastung

Die Frage ist: Was ist ein relevanter Beitrag? Zum Vergleich: 0,05 Mol N enthalten 0,7 Gramm Stickstoff, vergleichbar mit der Stickstoffmenge in einem Gänsekot auf einem ganzen Hektar (Groot Bruinderink 1987). Untersuchungen haben gezeigt, dass Gänse die Zusammensetzung des Bodens und der Vegetation durch ihren Kot nur dann beeinflussen, wenn mindestens 250-380 Kot pro Quadratmeter bzw. 2,5-3,8 Millionen Kot pro Hektar produziert werden (z. B. Kear 1963; Marriot 1973; Groot Bruinderink 1987). Daraus folgt, dass bei einer solchen Belastung keine messbare Veränderung der Vegetation gemessen werden kann.

Um eine Vorstellung von einem relevanten Beitrag und dem Einfluss der Stickstoffdeposition auf die Wettbewerbsposition von Pflanzenarten zu bekommen, wird im Folgenden eine illustrative Berechnung für einen relativ hohen Depositionsanstieg von 1 mol N/ha durchgeführt. Zum Vergleich: Die maximale Depositionszunahme beim Projekt N05-A beträgt 0,05 mol/ha im Jahr der Errichtung, also zwanzigmal weniger. Die nachstehende Berechnung ist nur ein Beispiel und stellt keinen Grenzwert dar.

- Eine Deposition von 1 mol N/ha entspricht 14 g N/ha. Pro Quadratmeter sind dies 0,0001 Mol oder 0,0014 Gramm N. Auf Pflanzenebene (10 cm mal 10 cm oder weniger) ist dies wiederum um den Faktor 100 kleiner. Ein solcher Beitrag ist auf Lebensraumbene sehr gering und verändert diesen Lebensraum faktisch nicht, auch wenn van Dobben et al. (2012) bewusst 1 kg N/ha als kleinste relevante Größe wählen.
- Der gesamte Stickstoffkreislauf ist um ein Vielfaches größer. Für die Biomasseproduktion natürlicher Lebensraumtypen werden Dutzende von kg N/ha/Jahr benötigt. Dies entspricht Tausenden von mol N/ha/Jahr. Dies betrifft die Gesamtzufuhr von Stickstoff, d.h. auch aus anderen Quellen als der atmosphärischen Deposition, z.B. über Grund- und Oberflächenwasser, Bodenerosion, Mineralisierung von organischem Material und natürliche Düngung.
- Eine Deposition von 1 mol N/ha/Jahr entspricht 0,02 bis 0,05 % der jährlichen Stickstoffmenge, die für natürliche Lebensräume benötigt wird. Selbst wenn diese Dosis der Vegetation vollständig zur Verfügung steht (was z. B. durch Auswaschung nicht der Fall ist), führt dies nicht zu messbaren Veränderungen in der Wachstumsrate natürlicher Lebensräume.

der einzelnen Pflanzen und damit auf Veränderungen ihrer Wettbewerbsposition. Zum Beispiel scheint es auch



aus kontrollierten Experimenten zur Ermittlung von Dosis-Wirkungs-Beziehungen. Dort betragen die Schritte oft 10 Mol oder mehr.

- Eine übliche Nachweisgrenze, die Labors für die Stickstoffmenge im Boden anwenden können und dürfen, ist 0,1 g N / kg Trockenmasse (Kjeldahl N) oder 1,4 mol N/kg ds. Das bedeutet, dass kleine berechnete Erhöhungen in dieser Größenordnung nicht messbar oder nachweisbar sind, es sei denn, sie halten lange an und kumulieren sich.

Kurz gesagt: Selbst wenn die in diesem Beispiel beschriebene Dosis von 1 mol N/ha der Vegetation vollständig zur Verfügung stünde (was z.B. aufgrund von Auswaschungen nicht der Fall ist), führt dies nicht zu Veränderungen in der Wachstumsrate einzelner Pflanzen und damit zu Veränderungen in der Zusammensetzung der Vegetation und ihrer Wettbewerbsfähigkeit. Daher werden diese Mengen sicherlich keinen Einfluss auf die erforderliche regelmäßige Bewirtschaftung der Natur haben. Selbst im Vergleich zu den Schwankungen der Hintergrunddeposition von 50 bis 350 mol N/ha/Jahr ist ein Beitrag von 1 mol ökologisch vernachlässigbar. Dies gilt umso mehr für die maximale Deposition des N05-A-Projekts von 0,05 mol/ha im Jahr der Errichtung.

Die oben erwähnten Themen wie Auslaugung, Bewirtschaftung und dergleichen bleiben ebenfalls wichtig.

Die Schlussfolgerung aus diesem Absatz ist, dass Stickstoff für die nachhaltige Erreichung der formulierten Schutzziele durchaus relevant ist, wobei Überlastungssituationen Vorrang haben, dass aber nicht jeder berechenbare Beitrag tatsächlich ökologisch relevant ist. Ob eine berechnete Zunahme ökologisch relevant ist, hängt von der Qualität des Lebensraumtyps in einem bestimmten Natura 2000-Gebiet ab, wobei auch das landschaftsökologische System und die Bewirtschaftung (insbesondere bei naturnaher Vegetation) eine wichtige Rolle spielen.

5.5.2 Ökologische Bewertung des Projekts N05-A

Wie oben beschrieben, führen insbesondere langfristig relevante Beiträge tatsächlich zu einem Qualitätsverlust von Lebensraumtypen. Das Projekt N05-A wird nur in den ersten Jahren zu einer gewissen Stickstoffablagerung führen, deren Beitrag zur Hintergrundablagerung minimal ist.

Um die Auswirkungen auf verschiedene Arten von Natura 2000-Gebieten zu berücksichtigen, wurde auf der Grundlage der AERIUS-Bewertung analysiert, in welchen Lebensraumtypen eine Stickstoffdeposition von mehr als 0,00 mol/ha/Jahr auftritt. Die höchste Stickstoffdeposition tritt während der Bauphase auf, während der anderen Phasen des Projekts ist die Stickstoffdeposition geringer oder viel geringer. Während der Bauphase werden 49 Natura-2000-Gebiete Stickstoffdepositionen von mehr als 0,00 mol/ha/Jahr aufweisen (siehe Tabelle 5-5). Die Stickstoffdeposition auf diesen Flächen während der Bauphase ist in den meisten Gebieten minimal (0,01 mol/ha/yr); die höchste Deposition findet in den Dünen von Schiermonnikoog statt (0,05 mol/ha/yr).

Clustering von Lebensraumtypen

In den 49 Natura-2000-Gebieten werden 77 einzigartige Lebensraumtypen infolge der Bauarbeiten Stickstoffeinträge von mehr als 0,00 mol/ha/Jahr erleiden. Die Bewertung der ökologischen Auswirkungen der Stickstoffdeposition auf alle Lebensraumtypen wäre angesichts der sehr geringen Stickstoffdepositionen mit einem unverhältnismäßig hohen Arbeitsaufwand verbunden. Aus diesem Grund wurde beschlossen, eine Clustering der Lebensraumtypen vorzunehmen.

Die Auswirkungen der Stickstoffdeposition sind nicht für alle Lebensraumtypen gleich. Ökologische Mechanismen bestimmen die Auswirkungen von Stickstoff auf Lebensraumtypen. Auf der Grundlage dieser ökologischen Mechanismen wurden die Lebensraumtypen für Arten, die von den vorgeschlagenen Tätigkeiten betroffen sind, für die Zwecke einer ökologischen Bewertung in die folgenden dreizehn Cluster eingeteilt, in denen die Stickstoffdeposition ähnliche Auswirkungen hat²⁸. Anhang 4 enthält eine Tabelle mit den betroffenen Lebensraumtypen und deren Einteilung in Cluster.

²⁸ Die gewählte Clusterklassifizierung basierte zunächst auf den Landschaftstypen gemäß dem Nationalen Monitoringbericht Natura 2000 und Stickstoff 2019 (BIJ12, 2020). Da diese Landschaftstypen jedoch verschiedene Vegetationstypen enthalten, die unterschiedlich auf Stickstoff reagieren (z. B. Wald und Heide), wurde eine weitere Unterteilung vorgenommen. Die

Lebensraumtypen pro Cluster (1) weisen eine ähnliche Vegetation auf, (2) haben ähnliche Einschränkungen und (3) werden auf ähnliche Weise bewirtschaftet. Letzteres ist wichtig, da die Bewirtschaftung die Entfernung von Grasschnitt und damit von Stickstoff beinhaltet.

- Wald
- Trockenes Heideveld
- Feuchtes Heideveld
- Dünen
- Dünengebüsch
- Dünen-Täler
- Hochland
- Niedermoore
- Grasland
- Salziges Grasland
- Ernährungsarme Kleingewässer
- Sanddünen

Für jedes Cluster wurde im Folgenden eine globale Folgenabschätzung vorgenommen, die sich im Wesentlichen auf den Habitat-Typ stützt, der am empfindlichsten auf Stickstoff reagiert (niedrigster KDW).

Wald-Cluster

Die Lebensraumtypen und Lebensräume innerhalb des Waldclusters bedürfen in der Regel keiner Bewirtschaftung. Die Empfindlichkeit gegenüber Stickstoff hängt vom Standort ab; trockene, kalkhaltige Wälder sind am empfindlichsten, reiche und feuchte Wälder sind am wenigsten empfindlich. Das Alter des Waldes beeinflusst die Qualität, und Exoten stellen oft ein Problem für die Qualität dar. Der Lebensraumtyp Alte Eichenwälder (H9190) ist innerhalb dieses Clusters am empfindlichsten gegenüber Stickstoff.

Die meisten Waldtypen in den Niederlanden sind von Natur aus stickstoffbegrenzt. Die Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre heben nicht nur die Stickstoffbegrenzung auf, sondern verstärken auch die Versauerung des Waldes, die auch auf natürliche Weise erfolgt. Der vorübergehende Beitrag während des Baus des Projekts N05-A ist so begrenzt, dass er keine übermäßigen und/oder versauernden Auswirkungen auf die Lebensraumtypen des Clusters Wald haben wird. Die Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit die Zusammensetzung der Vegetation und die Wettbewerbsfähigkeit, die zu einem Qualitätsverlust führen kann, werden sich nicht verändern. Ein langfristiger Beitrag ist erforderlich, um einen mit einem Projektbeitrag verbundenen Qualitätsverlust tatsächlich zu erreichen. Die Auswirkungen eines langfristigen Beitrags in Form von Qualitätsverlusten und letztlich Flächenverlusten dauern Jahre und treten für den stickstoffempfindlichsten Lebensraumtyp in diesem Cluster (H9190 Alte Eichenwälder) in etwa 12,5 Jahren ein (siehe Tabelle 5-6). Da es sich um vorübergehende Arbeiten handelt, ist ein Verlust an Qualität und Fläche kein Problem.

Trockenes Heidekraut-Cluster

Die Lebensraumtypen und Lebensräume innerhalb des Trockenheide-Clusters sind Teil eines Mosaiks aus Trockenheidelandschaften. Die Empfindlichkeit gegenüber Stickstoff ist bei den verschiedenen Lebensraumtypen ähnlich. Da es sich um naturnahe Lebensraumtypen handelt, die unter dem Einfluss der menschlichen Nutzung entstanden sind, ist ein Management erforderlich, um die Qualität zu erhalten. Der Übergang zur Forstwirtschaft erfolgt auf natürliche Weise. Die Vergrasung ist für viele dieser Lebensraumtypen ein Problem. Alle Lebensraumtypen innerhalb der trockenen Heide haben den gleichen KDW und sind daher gleich empfindlich gegenüber Stickstoff.

Der vorübergehende Beitrag des Baus des Projekts N05-A ist so gering, dass er keine Auswirkungen auf die Aufforstung und/oder Versauerung der Lebensraumtypen des Clusters Dry Heaths haben wird. Die Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit die Zusammensetzung der Vegetation und die Wettbewerbsfähigkeit, die zu Qualitätseinbußen führen kann, werden sich nicht verändern. Ein langfristiger Beitrag ist erforderlich, um einen mit einem Projektbeitrag verbundenen Qualitätsverlust tatsächlich zu erreichen. Die Auswirkungen eines dauerhaften Beitrags in Form von Qualitätsverlusten

und letztlich Flächenverlusten halten über Jahre an und treten für den empfindlichsten Lebensraumtyp in diesem Cluster (H4030 Trockene Heidelandschaft) in etwa 12,5 Jahren auf (siehe Tabelle 5-6). In Anbetracht der zeitlichen Begrenztheit der Arbeiten sind Qualitäts- und Flächenverluste kein Thema.

Feuchtheide-Cluster

Die Lebensraumtypen der feuchten Heide kommen in einem Mosaik aus feuchter Heide und Vorgebirgsvegetation auf gepflügten Flächen vor. Ein Management ist erforderlich, um die Qualität der Lebensraumtypen innerhalb des Clusters zu erhalten. Die hydrologischen Bedingungen sind für diese Lebensraumtypen wichtig. Dehydrierung und eine zu kleine Fläche sind oft Engpässe innerhalb des Clusters. Der Lebensraumtyp "Feuchte Heiden" (H4010A) ist innerhalb dieses Clusters am empfindlichsten gegenüber Stickstoff.

Trotz jahrzehntelanger Übernutzung hat sich die Qualität der Feuchtheiden nicht messbar verschlechtert und ist stellenweise gut. Dies ist vor allem auf Bewirtschaftungsmaßnahmen und Maßnahmen zur hydrologischen Sanierung zurückzuführen. Trotz der hohen Hintergrundablagerung ist es möglich, eine gute Qualität zu erzielen. Die derzeitige Vergrasung ist vor allem auf schwankende Grundwasserstände zurückzuführen, die durch das Eindringen von Grundwasser in den Grundwasserleiter unter dem Geschiebelehm verursacht werden. Dies deutet darauf hin, dass die Stickstoffdeposition nicht der wichtigste Faktor für die Qualität des Lebensraumtyps ist.

Der vorübergehende Beitrag während des Baus des Projekts N05-A ist so begrenzt, dass er keine verarmenden und/oder versauernden Auswirkungen auf die Qualität der Lebensraumtypen innerhalb des Clusters Feuchtes Heideland hat. Die Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit die Zusammensetzung der Vegetation und die Konkurrenzfähigkeit werden sich nicht ändern, was zu einem Qualitätsverlust führen könnte. Ein langfristiger Beitrag ist erforderlich, um tatsächlich einen Qualitätsverlust in Verbindung mit einem Projektbeitrag zu erreichen. Die Auswirkungen eines langfristigen Beitrags in Form eines Qualitätsverlusts und letztlich eines Flächenverlusts halten über Jahre an und erstrecken sich über etwa 12,5 Jahre (siehe Tabelle 5-6). Da es sich um zeitlich begrenzte Arbeiten handelt, sind Qualitätsverluste und der Verlust von Anbauflächen kein Thema. Darüber hinaus wird der Projektbeitrag nicht zu einem erhöhten Aufwand bei der regulären Bewirtschaftung (Pflügen und Beweidung) führen.

Dünen-Cluster

Bei den Lebensraumtypen in diesem Cluster handelt es sich um Dünen grasland, dessen Empfindlichkeit gegenüber Stickstoff von der Winddynamik und dem kalkhaltigen Charakter des Lebensraums abhängt. Die Vergrasung ist für viele dieser Lebensraumtypen ein Problem. Eine Reihe von Dünen-Lebensraumtypen reagieren empfindlich auf Eutrophierung, wobei der Lebensraumtyp Graue Dünen (H2130) innerhalb dieses Clusters am empfindlichsten ist.

Die Düngung führt dazu, dass höhere Gräser wie das Strandhafer und die Sand-Eibe die Oberhand gewinnen. Dies kann zu einer erheblichen Verringerung der Fläche mit kahlem, sandigem Boden führen. Die Düngung kann auch zu einer starken "Vermoosung" offener, saurer Dünenrasen führen.

Auch die Stickstoffablagerung kann zur Versauerung beitragen. Kalkarme Graudünen haben von Natur aus einen niedrigen pH-Wert; die Art kommt genau auf Böden vor, die durch natürliche Versauerung entkalken. Die weitere Versauerung kann jedoch durch erhöhte Stickstoffeinträge beschleunigt werden, wodurch die Aluminiumkonzentrationen steigen und empfindlichere Arten hemmen können. Wirklich toxische Konzentrationen treten jedoch wahrscheinlich nur bei sehr niedrigen pH-Werten auf. Dies wurde in den Niederlanden noch nirgends beobachtet. Es ist wahrscheinlich, dass der Einfluss der Versauerung in den kalkarmen Graudünen relativ begrenzt ist (Smits & Kooijman, 2012).

Die Stickstoffdeposition ist nicht der wichtigste Kontrollfaktor. Die Dynamik (oder das Fehlen von Dynamik) ist ein wichtiger Faktor für das Auftreten von kalkhaltigen Graudünen und deren Qualität sowie für optimale hydrologische Bedingungen für die Graudünen der Heide. Im Allgemeinen trägt die Stickstoffdeposition zur Vergrasung und Fixierung der Dünen und zur Anhäufung von organischem Material bei. In der gegenwärtigen Situation, in der die Dünen oft fixiert sind und die Dynamik weitgehend fehlt, wird ein einmaliger zusätzlicher Depositionsbeitrag nicht unmittelbar zu einer zusätzlichen Vergrasung und Fixierung der Dünen führen.

In diesem Zusammenhang wird der geringfügige Stickstoffbeitrag keine zusätzliche Eutrophierungs- und/oder Versauerungswirkung auf die Qualität haben. Um tatsächlich einen mit einem Projektbeitrag

verbundenen Qualitätsverlust herbeizuführen, ist ein relevanter Beitrag über einen langen Zeitraum erforderlich. Dies ist nicht der Fall. Darüber hinaus ist die Wiederherstellung der natürlichen Dynamik und der hydrologischen Bedingungen für diesen Lebensraumtyp wichtig. Dies soll erreicht werden, indem die Vergrasung durch Beweidung verringert, der Windeffekt verstärkt und die Entwässerung eingeschränkt wird. In dieser Hinsicht ist die Neubildung des Lebensraumtyps ein langfristiger Prozess, während der Stickstoffbeitrag des Projekts nur vorübergehend ist. In Anbetracht des vorübergehenden Charakters der Aktivitäten ist ein Qualitätsverlust und ein Verlust an Fläche kein Problem.

Dünengebüsch

Die Lebensraumtypen innerhalb des Dünengebüschs umfassen Lebensraumtypen mit reicheren Vegetationstypen als Dünengrasland. Invasive exotische Arten sind oft ein Problem. Der Lebensraumtyp Sanddorn Dickicht (H2160) ist innerhalb des Clusters am empfindlichsten für Stickstoff.

Stickstoffablagerungen können Versauerung und Eutrophierung verursachen. Die Auswirkung der Stickstoffablagerung auf diese Gruppe ist nicht ganz klar, aber es wird angenommen, dass die Phosphatbegrenzung ein wichtigerer steuernder Effekt ist als die Stickstoffablagerung.

Die Versauerung ist ein natürlicher Prozess im Boden, der mit dem Alter des Dünensystems zusammenhängt. In den letzten Jahrzehnten ist die Versauerung durch die Ablagerung von Schwefel- und Stickstoffverbindungen stark beschleunigt worden. Inwieweit Sanddorngebüsche von der anthropogenen Versauerung betroffen sind, ist nicht wirklich untersucht worden. Es ist zu erwarten, dass dies stark mit den Unterschieden im ursprünglichen Kalkgehalt des Bodens zusammenhängt. In Sanddorn Dickichten an Standorten mit hohem Kalkgehalt (> 4 % Kalk) erfolgt die Entkalkung der Oberfläche sehr langsam, so dass die versauernden Auswirkungen der Stickstoffdeposition begrenzt (langsam) sein dürften. Auf weniger kalkhaltigen Böden erfolgt die Oberflächenversauerung des Bodens sehr viel schneller, so dass es auch zu einer raschen anthropogenen Versauerung kommt, wenn die Ablagerung erheblich ist. Die wichtigste Auswirkung jeder Versauerung ist die Auflösung von Kalziumphosphat, wodurch Phosphat für die Vegetation freigesetzt wird, das die Pflanzen zum Wachsen benötigen. Dies hängt mit der Befruchtung zusammen (Huiskes et al., 2016).

Auf kalkhaltigen Standorten in den Dünen ist der Phosphor in Form von Kalziumphosphat an Kalzium gebunden. In dieser Form ist der Nährstoff nicht pflanzenverfügbar und der Phosphor daher limitierend. In den kalkhaltigen Dünen ist es unwahrscheinlich, dass die Stickstoffablagerung schnell zur Eutrophierung führt. Die Eutrophierung scheint jedoch in Situationen möglich zu sein, die bereits weniger kalkhaltig sind, und könnte dort eine begrenzte Rolle spielen, da die versauernde Wirkung der Stickstoffdeposition zu einer größeren Verfügbarkeit von Phosphat führt. Sanddorn ist eine Art mit hohem Phosphorbedarf und reagiert auf die erhöhte Phosphorverfügbarkeit, indem er sich ausbreitet und weniger Platz für andere Arten zur Verfügung stellt. Da Sanddorn in der Lage ist, über seine Wurzelknoten Stickstoff zu fixieren, beschränken sich die Auswirkungen auf diesen Lebensraumtyp wahrscheinlich auf eine beschleunigte Sukzession. Dies wirft die Frage auf, inwieweit die Stickstoffablagerung noch eine wichtige Rolle spielt. Außerdem ist der Lebensraumtyp auf Böden beschränkt, die relativ reich an phosphatbindendem Kalk sind.

Phosphat kann stärker steuernd wirken als Stickstoff (Huiskes et al., 2016). Dies ist jedoch nicht ganz sicher, da die Stickstoffverfügbarkeit auch unter kalkhaltigen Bedingungen begrenzt ist, in diesem Fall durch Fixierung in Bakterien (Huiskes et al., 2016).

Die Tatsache, dass Zweifel an den Auswirkungen der Stickstoffablagerung auf Sanddornbüsche bestehen, ist vielleicht teilweise auf die neutralisierende Wirkung des Salznebels zurückzuführen²⁹. In dem Maße, in dem die versauernde Wirkung der Stickstoffdeposition durch NO_x verursacht wird, kann Salzsprühnebel einen wichtigen Beitrag zu deren Neutralisierung leisten. Der Grad der Neutralisierung säurebildender Stoffe durch Salzsprühnebel kann bis zu 50 % betragen. Die neutralisierende Wirkung von Salzsprühnebel ist bis zu mehr als zwei Kilometer landeinwärts wirksam (Ten Harkel & Van der Meulen, 1997).

Ein wichtiger Faktor für die Qualität des Lebensraumtyps ist die Phosphatbegrenzung im Boden, da der Lebensraumtyp auf Böden beschränkt ist, die relativ reich an phosphatbindendem Kalk sind.

Der vorübergehende Beitrag führt nicht zu einer beschleunigten Sukzession, die die Qualität des Sanddorngebüschs beeinträchtigt. Die Wurzelballen des Sanddorns haben eine stickstoffbindende Wirkung. Außerdem ist der vorübergehende Beitrag so gering, dass eine Veränderung der Wachstumsrate einzelner Pflanzen und damit eine Veränderung der Vegetationszusammensetzung und der Wettbewerbsfähigkeit, die zu einem Qualitätsverlust führen könnte, nicht in Frage kommt. Ein langfristiger Beitrag ist erforderlich, um einen mit einem Projektbeitrag verbundenen Qualitätsverlust tatsächlich herbeizuführen. Die Auswirkungen eines langfristigen Beitrags in Form von Qualitätseinbußen und letztlich in Form von Flächenverlusten dauern Jahre und erstrecken sich über etwa 15 Jahre (siehe Tabelle 5-6).

Da die Arbeiten zeitlich begrenzt sind, sind Qualitätsverluste und Flächenverluste kein Thema.

²⁹ Saltspray ist das Einatmen von feinen Salztropfchen, die durch die Zerstäubung von spritzendem Wellenwasser entstehen. Salznebel hat eine wichtige neutralisierende Wirkung auf den Einfluss der Stickstoffablagerung.

Cluster Dünentäler

Die Gruppe der Dünenlacke umfasst feuchte Dünenvegetation, die sowohl aus feuchter Krähenbeerenvegetation als auch aus feuchter Dünenlacke bestehen kann. Ihre Empfindlichkeit gegenüber Stickstoff hängt von ihrem kalkhaltigen Charakter ab (Versauerung). Das Management ist für die Aufrechterhaltung der Qualität verantwortlich. Die Hydrologie des Gebiets spielt eine wichtige Rolle und kann Probleme verursachen. Der Lebensraumtyp Feuchte Dünentäler, entkalkt (H2190C) ist innerhalb dieses Clusters am empfindlichsten für Stickstoff.

Die höhere atmosphärische Deposition von Säure und Stickstoff in den letzten Jahrzehnten hat zu einer Reihe von (manchmal irreversiblen) Veränderungen im Boden in den höher gelegenen Infiltrationsgebieten geführt, wie z. B. beschleunigte Entkalkung, Versauerung und Auflösung von Calciumphosphat (Kooijman et al., 2009; Stuyfzand, 2010). In den Tälern hat die höhere Ablagerungsrate vor allem zu einer beschleunigten Akkumulation von organischem Material im und auf dem Boden geführt.

Stickstoffablagerungen können zu einer beschleunigten Sukzession von Dünentälern beitragen. Darüber hinaus kann die Grundwasserversorgung der Täler abnehmen, weil die Verdunstung in den umliegenden Infiltrationsgebieten zunimmt, wenn die Vegetation dort schneller wächst (Grootjans et al., 2016).

Der wichtigste Faktor für die Erhaltung der Qualität der feuchten Dünentäler ist die Verhinderung der natürlichen Sukzession durch Bewirtschaftung. Dies hängt mit der natürlichen Dynamik der Dünen zusammen. Das Vorkommen dieses Lebensraumtyps ist auch stark von der hydrologischen Situation abhängig. Im Vergleich dazu spielt die Stickstoffdeposition eine untergeordnete Rolle.

Stickstoffeinträge können zu einer beschleunigten Sukzession des Lebensraumtyps beitragen. Darüber hinaus kann die Grundwasserversorgung der Täler abnehmen, da die Verdunstung in den umliegenden Infiltrationsgebieten aufgrund des schnelleren Wachstums der Vegetation dort zunimmt (Grootjans et al., 2016). Eine mögliche höhere Produktion von Biomasse innerhalb des Lebensraumtyps und im Versickerungsgebiet infolge des Projektbeitrags ist so begrenzt, dass ein zusätzliches Wachstum während des Projektbeitrags nicht zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung oder Struktur des Lebensraumtyps oder zu einer zusätzlichen Verdunstung im Versickerungsgebiet führt.

Auch die Stickstoffablagerung kann zur Versauerung beitragen. Feuchte Dünentäler (entkalkt) haben von Natur aus einen niedrigen pH-Wert; der Typ kommt auf Böden vor, die auf natürliche Weise entkalken. Dennoch kann die weitere Versauerung durch erhöhte Stickstoffeinträge beschleunigt werden. Ein vorübergehender zusätzlicher Depositionsbeitrag von höchstens 0,05 mol N/ha/Jahr wird nicht zu einer so starken Versauerung führen, dass es zu negativen Folgen kommt. Die Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit die Vegetationszusammensetzung und die Konkurrenzfähigkeit, die zu einem Qualitätsverlust führen können, werden nicht verändert. Um einen mit einem Projektbeitrag verbundenen Qualitätsverlust tatsächlich zu erreichen, ist ein langfristiger Beitrag erforderlich. Die Auswirkungen eines langfristigen Beitrags in Form eines Qualitätsverlusts und letztlich eines Flächenverlusts halten über Jahre an und erstrecken sich über etwa 12,5 Jahre (siehe Tabelle 5-6). Da die Arbeiten zeitlich befristet sind, sind Qualitätseinbußen und Flächenverluste kein Thema.

Hochmoor-Cluster

Die Lebensraumtypen des Hochmoorkomplexes sind Teil eines Hochmoorkomplexes und sehr nährstoffarm. Daher sind sie sehr empfindlich gegenüber Stickstoff. Die hydrologischen Bedingungen sind für diese Lebensraumtypen wichtig. Dehydrierung und eine zu kleine Fläche stellen oft ein Problem dar. Innerhalb dieses Clusters ist der Lebensraumtyp "Wiederherstellende Moore" (H7120) am empfindlichsten gegenüber Stickstoff.

Infolge zu hoher Stickstoffeinträge kann es in sich erholenden Mooren zu einer Eutrophierung kommen, die dem Erhaltungsziel abträglich ist. Wenn die Stickstoffeinträge zunehmen, kann die Torfmoosvegetation nicht mehr den gesamten Stickstoff binden (Lamers et al., 2000). Der Stickstoff wird dann durch die Bodenfeuchtigkeit für Gefäßpflanzen wie *Molinia caerulea* und Birke verfügbar (Tomassen et al. 2003a; Limpens et al. 2003a). Infolgedessen dringt weniger Licht auf die Torfmoosoberfläche. Darunter leidet das Wachstum von Torfmoosen stark (Limpens & Berendse 2004). Ein geringeres Torfmooswachstum führt zu einer geringeren Stickstoffaufnahme, was die Stickstoffverfügbarkeit für Gefäßpflanzen weiter erhöht. Dadurch entsteht eine Rückkopplungsschleife, die zu einer noch stärkeren

Dominanz unerwünschter Gefäßpflanzen führt. Bei der Wiederherstellung von Mooren haben all diese Prozesse in der Vergangenheit stattgefunden, oft verstärkt durch

In vielen Gebieten hat dies zu einer dichten Vegetation aus Pfeifengras und Birken geführt, während die Torfmoose ganz oder weitgehend verschwunden sind.

Darüber hinaus steigt die Empfindlichkeit von Torfmoosen, insbesondere von Wassertorf (*Sphagnum cuspidatum*), gegenüber dem parasitären Torfmoos-Graukopfpilz (*Tephrocybe palustris*), der zur Entfärbung und zum Absterben der Torfmoose führt, bei hohen Stickstoffkonzentrationen im Gewebe (Limpens et al. 2003b). Das Verschwinden von Flechten (Cladonia-Arten) in den niederländischen Mooren kann auch auf die hohe Deposition von Stickstoff- und Schwefelverbindungen zurückgeführt werden (Tomassen et al., 2004; Smolders et al., 2004).

Die Versauerung infolge erhöhter Stickstoffeinträge wird für Hochmoore als weniger wichtig angesehen, da die sauren Teile von Hochmoorlandschaften fast ausschließlich in niederländischen Hochmooren vorkommen (Wiederherstellungsstrategie H7120, 2012). Entscheidende Faktoren für diesen Lebensraumtyp sind neben der Stickstoffdeposition ausreichend hohe und stabile Wasserstände. Die Vernässung zur Erreichung ausreichend hoher und stabiler Wasserstände ist der wichtigste Schlüsselfaktor zur Erreichung des Erhaltungsziels.

Der zeitweilige Beitrag zu einem begrenzten Teil des Lebensraumtyps ist so gering, dass er sich nicht nachteilig und/oder versauernd auf die Qualität der sich erholenden Moore auswirkt. Es gibt keine Veränderungen in der Wachstumsrate einzelner Pflanzen und damit Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung und der Wettbewerbsfähigkeit, die zu einem Qualitätsverlust führen können. Um tatsächlich einen Qualitätsverlust in Verbindung mit einem Projektbeitrag zu erreichen, ist ein langfristiger Beitrag erforderlich. Die Auswirkungen eines dauerhaften Beitrags in Form von Qualitätsverlusten und letztlich Flächenverlusten halten über Jahre an und erstrecken sich über etwa 10 Jahre (siehe Tabelle 5-6). Da die Arbeiten zeitlich befristet sind, sind Qualitätseinbußen und Flächenverluste kein Thema.

Tiefland-Cluster

Zu den Lebensraumtypen innerhalb dieses Clusters gehören feuchte, trockene Vegetation. Die Lebensraumtypen sind Teil eines Niedermoorsystems. Diese Lebensraumtypen sind sehr empfindlich gegenüber Stickstoff; die Empfindlichkeit hängt von der Pufferung ab. Eine gute Wasserqualität ist wichtig für die Qualität. Der Lebensraumtyp Übergangsmoore und Kippmoor, Torfmoos-Röhrich (H7140B) ist am empfindlichsten gegenüber Stickstoff.

Die Versauerung durch atmosphärische Ablagerungen beschleunigt die Sukzession von Mooren zu Torfmoosröhrichen, aber sobald sich Torfmoosröhriche gebildet haben, muss die Versauerung als natürlicher Prozess betrachtet werden. Die Ablagerung kann jedoch eine zusätzliche Versauerung verursachen, die zur Verarmung der Torfmoosröhriche führen kann. Bei niedrigeren pH-Werten beginnen die Torfmoose zu dominieren. Übrigens kann eine zusätzliche Versauerung auch durch die Anreicherung von Schwefel infolge von SO₂-Ablagerungen in der Vergangenheit oder durch die Zufuhr von sulfatreichem Wasser verursacht werden. Unter sauerstofffreien Bedingungen wird Sulfat in Sulfid umgewandelt, das bei niedrigem Wasserstand erneut oxidiert und dabei viel Säure freisetzt.

Es ist wahrscheinlich, dass die Torfmooschicht in Torfmooren und Torfgraswiesen ebenso wie in Hochmooren als N-Filter fungiert (Bobbink & Hettelingh 2011). Der Durchbruch dieses Filters (d. h. das Eindringen von Nitrat in die Schicht unter lebendem Torfmoos) erfolgt wahrscheinlich bereits bei relativ geringer Deposition (etwa 15 kg N/ha/Jahr). In diesem Fall können die kleinen Bäume, die normalerweise vorhanden sind, leicht durchschießen, und es kommt zu einer beschleunigten Sukzession zu Moorholz. Dann können sich auch eutrophe Gräser und Kräuter wie Rispengras oder Brombeere etablieren, was aber auch durch (vorübergehende) Verdunstung geschehen kann. Die Eutrophierung des Oberflächenwassers unter dem Felsen führt zu einer verstärkten Produktion von Schilf und damit zum Verschwinden von lichtliebenden Arten und zur Uniformität der Krautschicht. Wenn Torfmoosflächen übermäßig entwurzelt oder mit Oberflächenwasser bewässert werden, verschwindet die Torfmooschicht (van Dobben et al., 2016).

Für den empfindlichsten Lebensraumtyp sind neben der Stickstoffdeposition ein stabiler hoher Grundwasserspiegel und ein angemessenes Mähmanagement entscheidend. Es gibt keine Veränderung



der Wachstumsrate einzelner Pflanzen und damit auch keine Veränderung der Vegetationszusammensetzung und der Konkurrenzfähigkeit, die zu einem Qualitätsverlust führen könnte. Um tatsächlich einen Qualitätsverlust zu erreichen, ist ein langfristiger Beitrag erforderlich.

Die Auswirkungen eines dauerhaften Beitrags in Form von Qualitätsverlusten und letztlich des Verlusts von Anbauflächen halten über Jahre an und treten in etwa 10 Jahren auf (siehe Tabelle 5-6). Angesichts des vorübergehenden Charakters der Arbeiten sind Qualitätsverluste und Flächenverluste kein Thema.

Grasland-Cluster

Innerhalb des Grünlandclusters handelt es sich um mageres bis reichhaltigeres Grünland; die Lebensraumtypen treten oft als Mosaik auf. Das Mähmanagement ist notwendig, um die Lebensraumtypen und Lebensräume innerhalb dieses Clusters zu erhalten und ihre Qualität zu bewahren. Die Empfindlichkeit gegenüber Stickstoff hängt von der kalkhaltigen Beschaffenheit des Gebiets ab. Die Bewirtschaftung ist der entscheidende Faktor, wobei jährlich viel Stickstoff entzogen wird. Der Lebensraumtyp Hei- schrale Graslanden (H6230) ist innerhalb dieses Clusters am empfindlichsten gegenüber Stickstoff.

Übermäßige Stickstoffdeposition kann zu Versauerung, Eutrophierung und Vergiftung führen (PAS area analysis, 2017c). Die Auswirkungen der Versauerung hängen von der Pufferkapazität des Bodens ab. Stickstoffbedingte Versauerung tritt auf, wenn das Angebot an Puffersubstanzen zu gering ist, d. h. in trockenen Situationen. Aber auch ohne Austrocknung ist das Oberflächengrundwasser in den meisten Gebieten bereits durch Ablagerungen versauert (Smits et al., 2020c).

Die Befruchtung äußert sich in der Regel durch eine erhöhte Biomasseproduktion und die Ausbreitung allgemeiner Arten, während seltene Arten verschwinden. Die Düngung ist ein allmählicher Prozess, bei dem sich jedes Jahr begrenzte Stickstoffmengen im System ansammeln (Smits et al., 2020c). Vergiftungen hängen mit der Verfügbarkeit von Aluminium (Al) zusammen. Gut entwickelte Heideflächen haben ein niedriges Aluminium/Calcium-Verhältnis (Al/Ca-Verhältnis) in der Bodenfeuchtigkeit. Die Al-Verfügbarkeit nimmt mit der Versauerung auf Werte unter pH 4,5 exponentiell zu, so dass dieser Prozess unerlässlich ist. Viele Heidearten sind sehr empfindlich gegenüber Al, insbesondere bei niedrigen Ca-Werten (Smits et al., 2020c). Obwohl die Stickstoffdeposition ein wichtiger Faktor für diesen Lebensraumtyp ist, bestimmen die Bewirtschaftung, die hydrologische Situation und die Düngung der landwirtschaftlichen Flächen weitgehend das Vorkommen und die Qualität des Lebensraumtyps. Selbst wenn die Hintergrundablagerung unter den KDW fallen sollte, sind korrekte hydrologische Bedingungen und eine angemessene Bewirtschaftung für das Überleben dieses Lebensraumtyps unerlässlich.

Der vorübergehende Beitrag ist so begrenzt, dass er sich nicht negativ und/oder versauernd auf die Qualität der Heideflächen auswirkt. Es gibt keine Veränderungen in der Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit auch keine Veränderungen in der Zusammensetzung der Vegetation und ihrer Wettbewerbsposition, was zu einem Qualitätsverlust führen kann. Um tatsächlich einen Qualitätsverlust in Verbindung mit einem Projektbeitrag zu erreichen, ist ein langfristiger Beitrag erforderlich. Die Auswirkungen eines dauerhaften Beitrags in Form eines Qualitätsverlusts und letztlich eines Flächenverlusts halten über Jahre an und erstrecken sich über etwa 10 Jahre (siehe Tabelle 5-6). Da die Arbeiten zeitlich befristet sind, sind Qualitätseinbußen und Flächenverluste kein Thema.

Salzwiesen-Cluster

Salzwiesen sind reichhaltige, salzhaltige Vegetationen, die von den Gezeiten beeinflusst werden. Die Lebensraumtypen in der Gruppe der Salzwiesen sind nur mäßig empfindlich gegenüber Stickstoff; andere Faktoren wie natürliche Überschwemmungen und Sedimentationsdynamik bestimmen ihr Vorkommen und ihre Qualität. Die Gezeiten bringen eine Menge Schlick mit Nährstoffen mit sich. Innerhalb dieses Clusters ist der Lebensraumtyp der salzhaltigen Pioniervegetation, das Meeresfettmoor (H1310B), am empfindlichsten gegenüber Stickstoff.

Salzwiesen gelten im Allgemeinen als stickstoffbegrenzt, allerdings gilt dies für die höher gelegenen Teile der Salzwiese und nicht so sehr für die Pionierzone. In höher gelegenen Teilen der Salzwiesen, die nicht regelmäßig vom Meerwasser überflutet werden, kommt es zu einer geringeren Verschlammung und einer geringeren Nährstoffversorgung durch Schlick und Meerwasser (Smits et al., 2017). Die Vegetation in der Pionierzone ist von Überschwemmungen betroffen. Die Produktion der hochgelegenen Pioniervegetation wird auch durch die N-Limitierung begrenzt, so dass eine einzige Art wie das Schilf über einen längeren Zeitraum dominieren kann. Der Lebensraumtyp H1310B kommt in der Pionierzone vor und besteht aus



einjährigen Arten, die jedes Jahr einen neuen Lebensraum besiedeln, was bedeutet, dass die N-Limitierung keine Begrenzung darstellt (Smits et al., 2017).

Einflussfaktoren in der Pionierzone sind die zufällige Zufuhr von Salz und die Erosionswirkung von Hochwasser und Wind (bei Stürmen) (Smits et al., 2017). Die Stickstoffdeposition aus der Luft spielt bei diesem Lebensraumtyp eine geringere Rolle, da der Typ regelmäßig von Salzwasser überflutet wird, was bedeutet, dass der Einfluss von Substanzen aus dem Wasser eine größere Rolle spielt (Ministerium für Landwirtschaft, Natur und Lebensmittelqualität, 2008f). Im Allgemeinen hängt das Vorhandensein oder Fehlen dieses Lebensraumtyps vollständig von Prozessen in einem größeren zeitlichen und räumlichen Landschaftskontext ab und wird in geringerem Maße durch die Stickstoffdeposition beeinflusst. Um das Gebiet, die Verteilung des Lebensraumtyps und die Qualität zu erhalten, ist es wichtig, dass das Gebiet in ausreichendem Maße unter dem Einfluss natürlicher Erosions- und Sedimentationsprozesse bleibt (Smits et al., 2017).

Veränderungen im dynamischen Prozess von Überflutung und Erosion bilden einen Engpass. Wenn diese Prozesse gestört werden oder ausbleiben, kann die Art durch Sukzession verschwinden (Ministerium für Landwirtschaft, Naturmanagement und Fischerei, 2008f). Infolge von Sukzession und Überwucherung werden die offenen Flächen immer dichter und bieten keinen Platz mehr für typische Pflanzenarten. Bei ausreichender Dynamik wird die Sukzession durch gelegentliche Überschwemmungen und Sedimentation periodisch zurückgedrängt und macht Platz für Salzwiesen. Wenn die Erosion gegenüber der Sukzession überwiegt, wird der Lebensraumtyp aufgrund von Lebensraumverlusten verschwinden. Ein dynamischer Prozess von Überflutung und Sedimentation ist wichtig. (Meijer et al., 2017a; Smits et al., 2017).

Der zeitweilige Beitrag ist so begrenzt, dass er sich nicht nachteilig und/oder versauernd auf die Qualität auswirkt. Es gibt keine Veränderungen in der Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit auch keine Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung und der Wettbewerbsfähigkeit, die zu einem Qualitätsverlust führen können. Um tatsächlich einen Qualitätsverlust in Verbindung mit einem Projektbeitrag zu erreichen, ist ein langfristiger Beitrag erforderlich. Die Auswirkungen eines langfristigen Beitrags in Form eines Qualitätsverlusts und letztlich eines Flächenverlusts halten über Jahre an und erstrecken sich über etwa 12,5 Jahre (siehe Tabelle 5-6). Da die Arbeiten zeitlich befristet sind, sind Qualitätseinbußen und Flächenverluste kein Thema.

Cluster von nährstoffarmen Kleingewässern

Für die Lebensraumtypen und Lebensräume innerhalb des Clusters der nährstoffarmen Kleingewässer sind der Grundwasserstand und die Grundwasserqualität von großer Bedeutung. Häufig kommt es zu Engpässen aufgrund einer dicken Schlammschicht. Der Lebensraumtyp Sehr schwach gepufferte Flachmoore (H3110) ist innerhalb dieses Clusters am empfindlichsten für Stickstoff.

Wenn die Pufferung gering ist, kann die Stickstoffablagerung zur Versauerung führen. Wenn der pH-Wert infolge dieser Versauerungsprozesse unter 5 fällt, verschwinden säureintolerante Weichwasserarten. Langfristig werden alle Wasserpflanzen aus den sauren Niedermooren verschwinden, weil sie den Kohlenstoff nachahmen. Schwach gepufferte Niedermoore sind mäßig nährstoffarm. Ursprünglich produzieren diese Systeme sehr wenig, organisches Material sammelt sich kaum an und die Sukzession verläuft sehr langsam. Die Stickstoffverarmung in der Atmosphäre führt zur Anreicherung dieser Moore mit Ammonium und/oder Nitrat. In Teichen mit überwiegend mineralischem Sandboden und unter sauerstoffreichen Bedingungen wird Ammonium aus atmosphärischen Ablagerungen zu Nitrat nitrifiziert. In Teichen mit überwiegend organischem Schlickboden, in denen sauerstofffreie Bedingungen herrschen, wird Ammonium nicht in Nitrat umgewandelt. Dies führt zu einem erhöhten Ammoniumgehalt in diesen Gewässern, was zu einer erhöhten Produktivität von Arten führt, die Ammonium schnell verwerten können und schnell wachsen (Arts et al., 2017).

Eine Versauerung tritt auch als Folge der Austrocknung auf. Die Hauptursache für die Austrocknung sind die lokalen hydrologischen Systeme, die nicht richtig funktionieren. Eine Verringerung oder das völlige Fehlen des Zuflusses von alkalischem Grundwasser bedeutet, dass die Pufferung in den Niedermooren unzureichend ist. Die Ursachen für die schlecht funktionierende Hydrologie sind sowohl lokal als auch regional. Die Anpflanzung von Wäldern in der Nähe von Mooren ist ein lokaler Faktor, der den Wasserhaushalt beeinflusst. Die Aufforstung senkt den allgemeinen Grundwasserspiegel im Einzugsgebiet, was wiederum den "Motor" des Grundwasserflusses verringert. Darüber hinaus tragen

lokal vorhandene Gräben und Rabbate sowie ein möglicherweise durch den Bau von Straßen beeinträchtigt Relief zu einer schlecht funktionierenden Hydrologie bei (Provinz Drenthe, 2017). Darüber hinaus beeinträchtigt die Absenkung des regionalen Grundwasserspiegels infolge von Landwirtschaft, Bautätigkeit und Trinkwasserentnahme das Funktionieren der hydrologischen Systeme in dem Gebiet. Diese Absenkung hat Auswirkungen auf die

Wasserstände in und um das Moor, da der lokale Grundwasserzufluss seltener ist. Neben der Hydrologie ist die Bewirtschaftung, insbesondere die Reinigung des Moorbodens, ein wichtiger Faktor für die Erreichung der Schutzziele. Die Wiederherstellung der Hydrologie und eine angemessene Bewirtschaftung (Reinigung der Moorflächen) sind für die Erreichung der Erhaltungsziele unerlässlich. In Teichen, in denen diese Faktoren in Ordnung sind, ist eine Wiederherstellung des Lebensraumtyps trotz hoher Hintergrundablagerungen möglich.

Der zeitweilige Beitrag ist so begrenzt, dass er sich nicht nachteilig und/oder versauernd auf die Qualität auswirkt. Es gibt keine Veränderungen in der Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit auch keine Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung und der Wettbewerbsfähigkeit, die zu einem Qualitätsverlust führen können. Um tatsächlich einen Qualitätsverlust in Verbindung mit einem Projektbeitrag zu erreichen, ist ein langfristiger Beitrag erforderlich. Die Auswirkungen eines langfristigen Beitrags in Form eines Qualitätsverlusts und letztlich eines Flächenverlusts halten über Jahre an und erstrecken sich über etwa 10 Jahre (siehe Tabelle 5-6). Da die Arbeiten zeitlich befristet sind, sind Qualitätseinbußen und Flächenverluste kein Thema.

Sanddünen-Cluster

Zu den Lebensraumtypen innerhalb des Sanddrift-Clusters gehören solche mit spärlicher Vegetation, die von der Winddynamik abhängig ist. Diese Dynamik ist der entscheidende Faktor und stellt häufig einen Engpass für die Erreichung der Ziele dar. Innerhalb dieses Clusters ist der Lebensraumtyp H2330 Sandverwehungen am empfindlichsten gegenüber Stickstoff.

Hohe Stickstoffeinträge können zu einer beschleunigten Sukzession führen (Riksen et al., 2006) und sich nachteilig auf Flechtenarten auswirken, die für Sandverwehungen charakteristisch sind. Die Stickstoffemissionen führen dazu, dass sich Arten wie Gräser und Sandgelbe Flechten schneller etablieren, wodurch die (Wind-)Trockenheit verlangsamt wird. Auch Flechten sind davon betroffen, und zwar in Form einer beschleunigten Überwucherung durch Haarmoos und Gräser. Darüber hinaus fördert die Stickstoffdeposition die Entwicklung der grauen Maiswurzel (Sparrus & Kooijman, 2010). Infolgedessen kann die Graue Knolle andere Moos- und Flechtenarten leicht verdrängen (Smits et al., 2012a).

Das Problem bei Sandverwehungen ist, dass eine Neubildung unter dem Einfluss der Morphodynamik nicht mehr stattfindet. Die Gebiete sind nicht groß genug, so dass die Länge der Fließgewässer nicht ausreicht, um ein sich selbst erhaltendes System zu schaffen, das durch den Wind beeinflusst wird. Die heutigen offenen Sandflächen und die Pflanzenwelt bleiben vor allem durch die Beweidung mit Schafen und die Erholung "lebendig". Wenn keine gezielten Maßnahmen ergriffen werden, werden die meisten der kleinen Wandersandflächen irgendwann verschwinden. Dies ist bereits jetzt sichtbar, da sich die Sukzession, unterstützt durch die erhöhte Stickstoffdeposition, beschleunigt. Nur in der offenen Heidelandschaft hat der Flugsand noch eine Zukunft.

Die Erholung an Standorten mit sehr hoher Ablagerung ist nicht nachhaltig. Solange die Ablagerungen oberhalb des KDW liegen, sind großräumige Maßnahmen erforderlich, damit sich ein sich selbst tragendes System regenerieren kann. Mit Hilfe eines intensiven (Wiederherstellungs-)Managements ist es jedoch möglich, kleine Flächen zu erhalten.

Der vorübergehende Beitrag ist so begrenzt, dass er sich nicht nachteilig und/oder versauernd auf die Qualität der Sandverwehungen auswirkt. Es gibt keine Veränderungen in der Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit auch keine Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung und der Konkurrenzfähigkeit, die zu einem Qualitätsverlust führen könnten. Ein langfristiger Beitrag ist erforderlich, um einen mit einem Projektbeitrag verbundenen Qualitätsverlust tatsächlich zu erreichen. Die Auswirkungen eines dauerhaften Beitrags in Form von Qualitätseinbußen und letztlich des Verlusts von Anbauflächen halten über Jahre hinweg an und erstrecken sich über etwa 10 Jahre (siehe Tabelle 5-6). Da die Arbeiten zeitlich befristet sind, sind Qualitätseinbußen und Flächenverluste kein Thema.

Schlussfolgerung: Cluster

Für alle Cluster lässt sich feststellen, dass signifikante negative Auswirkungen ausgeschlossen sind. Diese Schlussfolgerung stützt sich weitgehend auf den empfindlichsten Lebensraumtyp innerhalb jedes

Clusters. Das bedeutet, dass die größtmögliche Auswirkung (Worst Case) innerhalb des Clusters bewertet wurde. Da innerhalb eines Clusters die gleichen Mechanismen für die Aufnahme und Wirkung von Stickstoff wirken, wird der Schluss gezogen, dass die

Die ökologischen Auswirkungen des Stickstoffdepositionsbeitrags auf die anderen Lebensraumtypen in dem Cluster werden sicherlich nicht über die hier bewertete Wirkung hinausgehen. Daraus lässt sich schließen, dass erhebliche negative Auswirkungen für alle Lebensraumtypen innerhalb der verschiedenen Cluster ausgeschlossen werden können. Dies gilt auch für Lebensraumtypen mit einem Expansionsziel.

5.5.3 Schlussfolgerung für das Projekt N05-A

Das Projekt N05-A verursacht einen berechneten temporären Beitrag von bis zu 0,05 mol N/ha/Jahr in einer Reihe von Natura 2000-Gebieten. Die obigen Überlegungen zeigen, dass dieser Beitrag zur Stickstoffdeposition durch das Projekt N05-A in mehrfacher Hinsicht vernachlässigbar ist, da der Beitrag berechnet wurde:

- 1 Ein vernachlässigbarer Beitrag im Vergleich zur gesamten Hintergrunddeposition;
- 2 Ein vernachlässigbarer Beitrag wird am Standort der Anlagen geleistet;
- 3 Eine vorübergehende Tätigkeit;
- 4 Dabei handelt es sich um eine wiederkehrende Tätigkeit, die teilweise bereits im Hintergrundbeitrag enthalten ist;
- 5 Keine ökologischen Auswirkungen.

5.6 Versorgungsanschluss

Für die Versorgung der Bohr- und Förderplattform ist eine Versorgungsbasis in einem Landhafen erforderlich, in der die Materialien gelagert und per Versorgungsschiff zur Plattform transportiert werden. In der UVP wird in Abschnitt 2.2.6 beschrieben, dass für das Projekt N05-A zwei Seehäfen als Versorgungsbasis genutzt werden können:

- **Den Helder** ist der wichtigste niederländische Offshore-Hafen und verfügt über umfangreiche Einrichtungen. Die Entfernung von Den Helder zum Standort der Plattform N05-A beträgt etwa 180 km.
- **Eemshaven** liegt deutlich näher, hat aber weniger Einrichtungen. Die Entfernung zwischen Eemshaven und dem Standort der Plattform N05-A beträgt etwa 50 km.

In der Umweltverträglichkeitsprüfung wurden die Auswirkungen der beiden Varianten auf die verschiedenen Umweltthemen untersucht. Aufgrund der größeren Fahrtstrecke sind der Treibstoffverbrauch sowie die NO_x- und Feinstaubemissionen in Den Helder als Versorgungsbasis deutlich höher als in Eemshaven. Die Fahrt nach Eemshaven hingegen führt über eine längere Strecke durch gefährdete Gebiete, und die Boote sind auch von den Watteninseln aus besser sichtbar. Die Schlussfolgerung der Umweltverträglichkeitsprüfung (Teil 2, Abschnitt 17.7) lautete, dass die Ergebnisse der Umweltverträglichkeitsprüfung keine klare Präferenz für eine der beiden Varianten erkennen lassen, da die Unterschiede in Bezug auf Umwelt und Natur zwischen Den Helder und Eemshaven gering und nicht ausgeprägt sind.

Die Luftemissionen der Transporte mit Versorgungsschiffen und Hubschraubern während der Bohr- und Produktionsphase³⁰ werden in Kapitel 7 von Teil 2 des MER ausführlich beschrieben und quantifiziert (siehe insbesondere Tabelle 21 in Abschnitt 7.4.6). Dies geschah für die gesamte Strecke vom Bahnsteig bis nach Eemshaven und Den Helder (d. h. nicht nur bis zu der Stelle, an der sich der Verkehr in das vorherrschende Verkehrsmuster einfügt). Diese Tabelle zeigt, dass die jährlichen NO_x- und Feinstaubemissionen von Hubschraubern gering sind (weniger als 1 Tonne NO_x pro Jahr und weniger als 0,1 Tonne Feinstaub pro Jahr). Die NO_x- und Feinstaubemissionen der Versorgungsschiffe sind jedoch in beiden Häfen erheblich. Aufgrund der erheblich größeren Entfernung und der längeren Fahrtzeit kann man zu dem Schluss kommen, dass die Nettoauswirkungen auf diese Emissionen bei der Wahl von Den Helder mehr als dreimal so hoch sind wie bei der Wahl von Eemshaven. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass ONE-DYAS mit einer Poolbasis in Den Helder verbunden ist. Die niederländischen Öl- und Gasunternehmen arbeiten in diesem Pool zusammen, um die Fahrten zu und von den verschiedenen Plattformen zu kombinieren. Die Emissionen von Den

³⁰ Während der Andockphase werden kaum Versorgungsschiffe oder Hubschrauber eingesetzt, da diese Schiffe ihre Ausrüstung und ihr Personal mit an Bord nehmen.

Helder zu N05-A und umgekehrt kann daher nur teilweise auf N05-A zurückgeführt werden. Eine solche Poolbasis gibt es in Eemshaven (noch) nicht.

In Anbetracht der kürzeren Entfernung und der damit verbundenen geringeren Emissionen bevorzugt ONE-Dyas Eemshaven als Lieferbasis, hält sich aber Den Helder als Option offen. Beide Varianten werden daher in die VKA aufgenommen, auch weil nicht sicher ist, dass in Eemshaven geeignete wasserbezogene Gewerbeflächen vorhanden sind. Es kann auch Fälle geben, in denen es aus Umweltsicht effektiver ist, einen anderen Hafen zu wählen. Wenn beispielsweise Bohrklein oder Schlamm zu einem Verarbeiter in oder in der Nähe von Den Helder transportiert werden muss, ist es effizienter, das Bohrklein oder den Schlamm per Schiff nach Den Helder zu befördern, als es per Lkw von Eemshaven nach Den Helder zu transportieren. Darüber hinaus strebt ONE-Dyas den Einsatz von Versorgungsschiffen an, die die strengste Emissionsnorm (IMO Tier III) erfüllen, die kürzlich für die europäische Schifffahrt in Kraft getreten ist. Diese Art von Schiffen wird jedoch erst in einigen Jahren zur Verfügung stehen.

6 Kumulierung von Umweltauswirkungen

In der UVP für das Projekt N05-A wurde eine Kumulierungsprüfung durchgeführt, um zu untersuchen, ob verschiedene Tätigkeiten, auch in Kombination, zu einer Verschärfung der Gesamtauswirkungen auf Natur und/oder Umwelt führen könnten. In dieser Studie wurden nicht nur Projekte Dritter in den Niederlanden und Deutschland untersucht, sondern auch die anderen geplanten Aktivitäten von ONE-Dyas im GEMS-Bereich. In seiner Stellungnahme fordert der UVP-Ausschuss, dass die UVP durch eine detailliertere Untersuchung der kumulativen Auswirkungen ergänzt wird. Die Hinweise zur Kumulierung natürlicher Auswirkungen sind im nachstehenden Kasten aufgeführt.

Beratungsausschuss EIA

In der Umweltverträglichkeitsprüfung wurde die Kumulierung der natürlichen Auswirkungen der Installation der Plattform und der Bohrungen mit den eigenen Aktivitäten des Unternehmens erörtert. Auch andere Aktivitäten, wie die in diesem Gebiet bereits zugelassene Sandgewinnung, können störend sein, z. B. durch Lärm für Schweinswale und durch Vibrationen und Störungen für das benthische Leben. In der Umweltverträglichkeitsprüfung wird dies zwar erörtert, aber es gibt keinen Einblick in die Dauer der verschiedenen Tätigkeiten. Ein Lebensraum, der über einen längeren Zeitraum gestört ist, kann für störungsempfindliche Arten als Lebensraum ungeeignet werden. Bitte geben Sie daher Auskunft über die Dauer der Auswirkungen der geplanten Windparks, Bohrungen, seismischen Untersuchungen und der Schifffahrt. Die Kommission empfiehlt, die Dauer der verschiedenen störenden Aktivitäten in dem Gebiet und ihre Auswirkungen auf die Umwelt abzuschätzen.

In Abschnitt 6.1 geben wir zunächst einen kurzen Überblick darüber, was in der UVP und im Naturtest im Hinblick auf die Kumulierung untersucht wurde. Es wird eine Schätzung der Planung und Dauer der Projekte vorgenommen, die zu einer Kumulierung führen können. Darüber hinaus gibt Abschnitt 6.2 einen Überblick über die Regierungspolitik zur Vermeidung erheblicher Auswirkungen durch Kumulierung. Schließlich wird in Abschnitt 6.3 der mögliche Einfluss der geänderten VKA auf die in der Umweltverträglichkeitsprüfung beschriebene Situation erörtert. Abschnitt 6.4 schließt mit den Schlussfolgerungen.

6.1 Was in der UVE und dem Naturtest beschrieben wird

Um zu untersuchen, ob das Projekt N05-A mit anderen geplanten Projekten im niederländischen und deutschen Teil der Nordsee kumuliert werden kann, wurde im Rahmen der UVP und des Naturtests ab 2020 ein sogenannter Kumulationstest durchgeführt (Anhang M9 zu Teil 2 der UVP für N05-A). Bei dieser Kumulierungsprüfung wurde untersucht, ob geringfügige Auswirkungen oder Restauswirkungen nach der Abmilderung durch Kumulierung mit den Auswirkungen anderer Projekte immer noch erheblich werden könnten. Die Kumulierungsprüfung konzentriert sich insbesondere auf Unterwasserlärm, da dieser eine große Reichweite hat, berücksichtigt aber auch die Kumulierung von Auswirkungen auf geschützte Artengruppen und Lebensraumtypen durch andere Störungsquellen, wie z. B. Bodenstörungen. Die Kumulierungsprüfung ist in Kapitel 10 der Naturbewertung enthalten.

Die folgenden Projekttypen wurden in den Kumulierungstest einbezogen:

- Projekte von Dritten in den Niederlanden und in Deutschland, für die eine Genehmigung erteilt wurde, die aber noch nicht oder nur teilweise ausgeführt wurden. Es werden nur Projekte mit ähnlichen negativen Auswirkungen wie N05-A berücksichtigt;
- Relevante und bekannte zukünftige Projekte, für die noch keine Genehmigung vorliegt, sind darin enthalten. Dies geht über die im WNB geforderte Kumulierung hinaus, da nach dem WNB nur genehmigte Projekte berücksichtigt werden müssen;
- Noch nicht genehmigte Projekte von ONE-Dyas, die im GEMS-Gebiet durchgeführt werden sollen. Dies geht auch über die gesetzliche Verpflichtung hinaus.

Die folgenden Auswirkungen wurden in den Kumulierungstest einbezogen:

- Auswirkungen von Unterwasserlärm auf Meeressäuger, Fische und benthische Organismen (verbleibende Auswirkungen nach Abmilderung);
- Auswirkungen der Störung auf den Boden/die Bodentiere und den Oberflächenverlust;

- Auswirkungen der Störung von Vögeln und Meeressäugern durch Schiffe und Hubschrauber;
- Auswirkungen der Lichtstörung auf Vögel und Fledermäuse.

Der Unterwasserlärm von Rammarbeiten hat bei weitem die größten Auswirkungen und kann Dutzende von Kilometern erreichen. Aus diesem Grund wurde eine spezielle Politik für den Unterwasserlärm im niederländischen Teil der Nordsee entwickelt. Die Wirkdistanzen der anderen Störquellen sind auf maximal zwei Kilometer um die Störquelle herum begrenzt. Darüber hinaus führen wiederkehrende Störungen, z. B. durch Schiffe in einer Fahrrinne, dazu, dass sich die Tiere an die Störung gewöhnen, was wiederum die Störungsdistanz verringert.

6.1.1 Aktivitäten von Dritten

In Kapitel 10 der Naturbewertung (M9) wurden mögliche Überschneidungen mit den Aktivitäten des Baus von N05-A pro Aktivität Dritter untersucht. Der Vollständigkeit halber fasst die folgende Tabelle die Projekte kurz zusammen und passt die Planung gegebenenfalls an. Die mögliche Überschneidung in der Bauzeit basiert auf dem Bau von N05-A in den Jahren 2022 bis 2023. Für die durch Unterwasserlärm verursachten Störungen wurden die Aktivitäten in der niederländischen und deutschen Nordsee einbezogen; für die durch andere Quellen verursachten Störungen beschränkt sich die Bestandsaufnahme auf den Einflussbereich um das Planungsgebiet.

Tabelle 6-1: Im Rahmen des Kumulierungstests untersuchte Projekte

Projekt	Entfernung zu N05-A	Planung Umweltverträglichkeitsprüfung	Aktualisierung der Planung	Störung des Unterwasserlärms	Störung andere ³¹
Wind auf See Niederlande					
Windpark Borssele	300 km	Jetzt im Einsatz	Im Einsatz 2021	x	x
Windpark an der nordholländischen Küste	180 km	Bau nach 2021	In Gebrauch 2023	x	x
Windpark Holländische Küste Süd Los I und II Los III und IV	210 km	Konstruktion 2019 Bau im Jahr 2022	Bau ab 2021, in Betrieb 2022 / 2023	x	x
Windpark Hollandse kust West	180 km	Bau nach 2023	Im Einsatz 2025 / 2026	x	x
Windpark nördlich der Watteninseln (TNW)	50 km	Bau nach 2025	Im Einsatz 2026	x	x
Windpark IJmuiden Ver	200 km	Bau nach 2024	Im Einsatz 2027	x	x
Wind auf See Deutschland ³²					
Borkum Riffgrund 3	40 km	Bewertung der Natur im Jahr 2020	Konstruktion 2024 / 2025	x	x
Offshore-Windpark He Dreiht	80 km	-	Konstruktion 2024 / 2025	x	x
Zugelassene Kabel und Leitungen					
Wikinger Link	175	Konstruktion 2020 bis 2023	Konstruktion 2020 - 2023		x
Nicht lizenzierte Kabel und Leitungen					
NeuConnect-Verbindungsleitung	> 90 km	Konstruktion 2021 bis 2023	Konstruktion 2024 - 2026		x
Kabel-Windpark TNW ³³	< 20 km	Bau nach 2025	Im Einsatz 2026		x

³¹ Dies betrifft die anderen Quellen wie die Störung von Böden/Bodentieren und den Verlust von Oberflächen, die Störung von Vögeln und Meeressäugern durch Schiffe und Hubschrauber und die Störung von Vögeln und Fledermäusen durch Licht.

³² Für die Windparks in Deutschland werden nur die Windparks berücksichtigt, die sich in der Nähe des Planungsgebietes N05-A befinden und im gleichen Zeitraum wie N05-A errichtet werden können:

³³ Das Kabel des geplanten Windparks Nördlich der Watteninseln (TNW) könnte in relativ geringer Entfernung von der Plattform N05-A und der Pipeline verlaufen. Dieses Kabel wurde nicht in den Kumulierungstest einbezogen, da für das Kabel noch keine Lizenz erteilt wurde und die Trasse und die Planung noch nicht festgelegt wurden. Der Vollständigkeit halber wurde das Kabel in diese Ergänzung aufgenommen.

Projekt	Entfernung zu N05-A	Planung Umweltverträglichkeitsprüfung	Aktualisierung der Planung	Störung des Unterwasserlärms	Störung andere ³¹
Sandgewinnung					
N4B	0 km	Geltende Erlaubnis	Einschränkung der Konzession während der Bauzeit N05-A ³⁴		x
Andere lizenzierte Abbaugelände	> 20 km	Geltende Erlaubnis	Teilweise in Gebrauch		x

6.1.2 Abschluss der EIA

Die Naturverträglichkeitsprüfung belegt, dass das Projekt N05-A zusammen mit dem Bau der Projekte Dritter keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die Schweinswal- oder Robbenpopulation in der Nordsee haben wird, weder einzeln noch kumuliert. Die Begründung hierfür ist in Abschnitt 10.4.1 zu finden,

10.4.2 und 10.5.1 der Naturbewertung. Ein wichtiger Punkt in der Begründung ist, dass viele der störendsten Aktivitäten vorübergehend und/oder kurzfristig sind:

- Das Rammen der sechs Ankerpfähle zur Befestigung der Plattform N05-A am Boden dauert zwei Tage. Während der Rammarbeiten werden Abhilfemaßnahmen getroffen.
- Die Fahrt mit allen zwölf Leitern dauert insgesamt 12 Tage.
- Während der Bohrphase (insgesamt bis zu vier Jahre) wird die Plattform vier- bis fünfmal pro Woche per Schiff und sechsmal pro Woche per Hubschrauber besucht. Während der Produktionsphase (etwa 20 Jahre) ist dies nur 16 Mal pro Jahr per Schiff und 40 Mal pro Jahr per Hubschrauber der Fall.
- Während der sauberen Produktion und des Testens der Bohrlöcher wird das Erdgas über mehrere Tage verteilt in die Fackel der Bohrplattform abgefackelt. Dies wird bis zu viermal pro Jahr und über die gesamte Projektlaufzeit insgesamt 12 bis 24 Mal geschehen. Beim Abfackeln werden Maßnahmen zur Begrenzung der Abfackeldauer und zur Vermeidung von Vogelopfern ergriffen.

Durch das Projekt N05-A wird das Sandabbaugelände N4B verkleinert, wodurch die potenzielle Bodenbeeinträchtigung begrenzt wird. Unter anderem aufgrund dieser geringeren möglichen Beeinträchtigung des Bodens wurde in der Naturbewertung nachgewiesen, dass das Projekt N05-A zusammen mit der Sandgewinnung nicht zu erheblichen kumulativen Auswirkungen führen wird. Eine Begründung hierfür findet sich in Abschnitt 10.4.3 der Naturbewertung.

6.2 Mögliche Auswirkungen der geänderten VKA

Die modifizierte VKA könnte auch zu größeren oder kleineren kumulativen Wirkungen führen. Im Folgenden wird für die vier Komponenten der VKA geprüft, ob sie sich auf die Kumulierung auswirken könnten und wenn ja, ob dies zu unterschiedlichen Schlussfolgerungen hinsichtlich der Kumulierung führen würde.

Verlegung der Förder- und Bohrplattform an einen neuen, südlicheren Standort

Im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung hatte TNO die Auswirkungen des N05-A-Projekts auf den Unterwasserlärm im Jahr 2020 ermittelt. Um die Auswirkungen des Unterwasserlärms am neuen Standort zu ermitteln, berechnete TNO den Unterwasserlärm neu. Der überarbeitete TNO-Bericht wird in Abschnitt 8.1.1 dieser Ergänzung zusammengefasst und ist in Anlage 5 dieser Ergänzung vollständig enthalten. Die Berechnungen von TNO zeigen, dass die Auswirkungen des Unterwasserlärms am ursprünglichen und am neuen Standort ähnlich sind, abgesehen von einigen marginalen Unterschieden. Der neue, südlichere Standort hat daher keinen Einfluss auf die Ergebnisse des Kumulierungstests für 2020.

³⁴ Die vorgeschlagene Tätigkeit N05-A befindet sich im Sandabbaugebiet N4B. Wenn das Projekt N05-A beginnt, wird die Sandgewinnung in diesem Gebiet eingeschränkt.

Beseitigung von Bohrklein und Schlamm

Die Entsorgung von Bohrklein und wasserbasierten Bohrschlämmen führt zu einer Verringerung der Bodenbeeinträchtigung. Im Prinzip führt die Beseitigung also zu einer Verringerung möglicher kumulativer Effekte. Da die Beeinträchtigung des Bodens in der Kumulierungsstudie keine signifikante Auswirkung war, wird dieser Effekt gering sein.

Sie hat daher keine Auswirkungen auf die Ergebnisse des Kumulierungstests ab 2020.

Vertikale seismische Profilierung (VSP) wird nicht mehr durchgeführt

Der Verzicht auf die vertikale seismische Profilierung (VSP) führt zu einer Verringerung des Unterwasserlärms und damit zu einer begrenzten Verringerung der Wahrscheinlichkeit negativer kumulativer Auswirkungen. Dies wird zu einer leichten Verbesserung der Ergebnisse des Kumulierungstests ab 2020 führen.

Zusätzliche Behandlung des abzuleitenden Produktionswassers mit einem Aktivkohlefilter

Die zusätzliche Wasseraufbereitung wirkt sich nur in der Umgebung der Plattform aus und hat daher keinen Einfluss auf die Ergebnisse des Kumulierungstests ab 2020.

6.3 Bewertung der Kumulierung

Tabelle 6-1 listet alle Aktivitäten Dritter mit der Dauer der Bauarbeiten auf. Daraus geht hervor, dass es im Zeitraum 2022-2027 regelmäßig zu Störungen durch Unterwasserlärm (Auswirkungen auf Meeressäuger) und Störungen des Meeresbodens (Auswirkungen auf benthische Tiere) kommt.

Unterwasserlärm

Die kumulative Wirkung aller Windparks in den Niederlanden wurde mit Hilfe des Ökologie- und Kumulierungsrahmens (KEC) berechnet. Dies zeigt, dass es keine signifikanten Auswirkungen auf die Schweinswalpopulation gibt.

Für die geänderte VKA ohne VSP nahm TNO eine Neuberechnung des Unterwasserlärms vor, der durch das Rammen der Verankerungspfähle der Förderplattform und der Leitungsrohre für N05-A entsteht (siehe neuer TNO-Bericht in Anhang 5). Daraus geht hervor, dass die maximale Anzahl von Schweinswal-Störungstagen (wenn alle Störungen im Frühjahr stattfinden, wenn die meisten Tiere anwesend sind, und ohne Schadensbegrenzung) 1446 Tiere beträgt. Zusammen mit dem Bau der niederländischen Windparks zwischen 2020 und 2030 ergibt sich daraus eine Gesamtzahl von 809.415 Schweinswal-Störungstagen. Die Näherungsformel sagt dann eine 5 %ige Wahrscheinlichkeit einer Verringerung der Schweinswalpopulation nach 2030 um 867 Individuen voraus, d. h. eine zusätzliche Verringerung um 1,8 Individuen aufgrund der geplanten Tätigkeit. Die Gesamtzahl von 1,7 % liegt deutlich unter dem vom Staat festgelegten Grenzwert, der besagt, dass die Population um nicht mehr als 95 % der gesamten niederländischen Schweinswalpopulation (schätzungsweise 51.000 Tiere) zurückgehen darf. Es wird der Schluss gezogen, dass die Kumulierung von Unterwasserlärm keine signifikanten Auswirkungen auf die niederländische Schweinswalpopulation haben wird. Es kann auch der Schluss gezogen werden, dass es keine signifikanten Auswirkungen auf Robben geben wird.

Für den Bau der beiden deutschen Windparks wurde bereits in Abschnitt 10.4.1 der Naturverträglichkeitsprüfung berechnet, dass sie ebenfalls nicht zu einer kumulativen Wirkung führen würden. Siehe Natuurtoets Abschnitt 10.4.1.

Die obigen Ausführungen zeigen, dass Unterwasserlärm infolge des N05-A-Projekts in Verbindung mit anderen Aktivitäten in der Nordsee nicht zu erheblichen negativen Auswirkungen führt.

Beeinträchtigung des Bodens

An mehreren Stellen in der Nordsee kommt es zu Störungen des Meeresbodens. Die für das Projekt N05-A relevanten Projekte sind in Tabelle 6-1 aufgeführt. Die Fläche, die durch die vorgeschlagene Aktivität N05-A gestört wird, ist klein (ca. 30 ha, d.h. 0,00001% des gesamten NKP) und vorübergehend. Bei allen anderen Projekten handelt es sich ebenfalls um sehr kleine Gebiete, die vorübergehend gestört werden und keine im Rahmen von Natura 2000 geschützten Lebensraumtypen betreffen. Auch zeitlich und räumlich summiert ergeben sich keine signifikanten Auswirkungen. Es gibt keine signifikanten



Auswirkungen aufgrund kumulativer Effekte durch die Störung des Bodens und der Bodenfauna. Der Sandabbau und das Ausbaggern von Fahrrinnen kann zu größeren Bodenbeeinträchtigungen führen, die jedoch in Gebieten stattfinden, für die bereits eine Genehmigung erteilt wurde. Sandgewinnung in der N04-

Das Abbaugelbiet kommt sporadisch vor, und außerdem wird die Fläche dieses Abbaugelbiets durch das Projekt N05-A verkleinert.

Störung durch Lärm, Licht und Präsenz von oben

Vögel, Fledermäuse und Meeressugetiere können durch Lärm, Licht und Anwesenheit gestört werden. An der Nordsee ist dies unter anderem auf die Schifffahrt und die Fischerei zurückzuführen. Bei den meisten Aktivitäten ist die Wirkungsdistanz auf maximal ein bis zwei Kilometer um die Störungsquelle herum begrenzt. Die für das Projekt N05-A relevanten Projekte sind in Tabelle 6-1 aufgeführt. Bei dem Projekt N05-A haben landende Hubschrauber mit 1700 Metern die größte Auswirkung, aber während der normalen Produktion ist die Strungsdistanz viel geringer. Außerdem wird die stndige Anwesenheit der Plattform zu einer Gewöhnung führen. Die Fläche, die durch die vorgeschlagene Aktivität N05-A gestört wird, schwankt zwischen 300 ha oder weniger im Normalbetrieb und 1000 ha bei der Landung von Hubschraubern. Bei letzterem handelt es sich jedoch um eine kurzfristige Störung. Die gestörte Fläche ist begrenzt (von 0,005 % bis kurzzeitig 0,02 % des gesamten NKP) und vorübergehend. Alle anderen Projekte betreffen ebenfalls sehr kleine Flächen, die vorübergehend gestört werden und keine geschtzten Lebensraumtypen im Rahmen von Natura 2000 betreffen. Selbst wenn man Zeit und Raum zusammenzählt, ergeben sich keine signifikanten Auswirkungen.

Nordsee-Abkommen

Die Kumulierung wird auch im Nordseeabkommen behandelt. Die Nordsee-Vereinbarung enthält Vereinbarungen zwischen der Zentralregierung und den Interessengruppen über Entscheidungen und Politiken, die die strategischen Aufgaben für die Energiewende aus der Klimavereinbarung, für die Erholung der Natur und für eine gesunde Zukunft der Fischerei in der Nordsee wirksam und dauerhaft ausgleichen werden. Die Vereinbarung enthält ein Paket von Vereinbarungen über die nachhaltige Nutzung der Nordsee bis einschließlich 2030 und darüber hinaus. Die Vereinbarung konzentriert sich auf ein breiteres Spektrum zum Schutz der Natur in der Nordsee vor unannehmbaren kumulativen Auswirkungen räumlicher Entwicklungen. Auch die Interessen anderer Nutzer, wie Schifffahrt, Verteidigung und Sandgewinnung, werden berücksichtigt. In der Nordsee-Konsultation, in der die Vereinbarung erzielt wurde, haben der Energiesektor (Gas, Öl und Wind), die Natur- und Umweltorganisationen, der Hafensektor und einige Organisationen der Fischereiindustrie dem Ergebnis zugestimmt. ONE-Dyas hat sich auch im Rahmen von NOGEPa zur Einhaltung der Vereinbarung verpflichtet. Für die Öl- und Gasindustrie ist es besonders wichtig, dass sich der Sektor verpflichtet, seine Aktivitäten mit denen der anderen an der Nordsee-Konsultation Beteiligten zu koordinieren.

6.4 Schlussfolgerungen zur Kumulierung

Die Schlussfolgerung der Kumulierungsprüfung in Kapitel 10 des Naturtests ab 2020 für das Projekt N05-A von ONE-Dyas lautete, dass das Projekt N05-A zusammen mit den künftigen Aktivitäten von ONE-Dyas nicht zu erheblichen kumulativen Auswirkungen führen würde. Für andere Aktivitäten von ONE-Dyas war dies Gegenstand einer angemessenen Planung. In diesem Nachtrag werden die Daten des Kumulierungstests aktualisiert und, soweit erforderlich, in Bezug auf Planung und Dauer ergänzt. Dies hat zu keinen anderen Erkenntnissen geführt als die, die bei der Kumulierungsprüfung festgestellt wurden.

7 Angepasste bevorzugte Alternative

Aufgrund der neuen Erkenntnisse hat ONE-Dyas sein ursprüngliches VKA überdacht. Dies geschah zum Teil auf der Grundlage der Stellungnahmen interessierter Kreise und der Beratung durch den UVP-Ausschuss:

- 1 Verlegung der Förder- und Bohrplattform an einen neuen, südlicheren Standort.
Auf der Grundlage der erhaltenen Empfehlungen hat ONE-Dyas einen neuen Standort für die Plattform gewählt, der weiter von einem Gebiet mit großen Felsen auf dem Meeresboden entfernt ist. Das Auswahlverfahren und der neue Standort werden in Abschnitt 7.1 beschrieben.
- 2 Beseitigung von Bohrklein und Schlamm.
Um die Auswirkungen der Einleitung von wasserhaltigem Bohrklein und Schlamm an diesem Standort zu verhindern, hat ONE-Dyas beschlossen, das gesamte Bohrklein zu sammeln und zu entsorgen. Diese Änderung wird in Abschnitt 7.2 beschrieben.
- 3 Keine vertikale seismische Profilierung (VSP) mehr, um den Unterwasserlärm zu reduzieren. Diese Änderung wird in Abschnitt 7.3 beschrieben.
- 4 Zusätzliche Behandlung des abzuleitenden Produktionswassers mit einem Aktivkohlefilter.
Um die Auswirkungen der Ableitung von Produktionswasser abzumildern, hat sich ONE-Dyas für eine zusätzliche Behandlung des Wassers entschieden. Diese Änderung wird in Abschnitt 7.4 beschrieben.

Abschnitt 7.4.2 enthält eine Zusammenfassung der geänderten VKA. In Kapitel 8 werden die Umweltauswirkungen der geänderten VKA bewertet.

7.1 Neuer, weiter südlich gelegener Bahnsteig

7.1.1 Einführung

Der UVP-Ausschuss hat eine Reihe von Fragen zur Wahl des Standorts für die Plattform N05-A aufgeworfen. So stellt der Ausschuss beispielsweise fest, dass (i) das Vorhandensein der Steine unklar ist, (ii) die Folgen der Ableitung von Bohrklein und Produktionswasser nicht ausreichend begründet sind und (iii) es für den Ausschuss nicht klar ist, dass es keinen alternativen Standort mit geringeren Umweltauswirkungen gibt, an dem die Plattform gebaut werden soll. (iv) Abhilfemaßnahmen möglich sind.

Die Stellungnahme der UVP-Kommission zum Standort des Bahnsteigs ist im nachstehenden Kasten wiedergegeben.

Beratungsausschuss EIA

In der UVP wurden die Folgen eines Standorts untersucht, aber es wurde nicht ausreichend nachgewiesen, dass es keinen anderen Standort mit geringeren Umweltauswirkungen gibt. Wird eine Bohrstelle außerhalb des Feldes mit großen Steinen gewählt, kann dies auch eine Reihe von umweltfreundlichen Techniken ermöglichen, wie z. B. Alternativen zu Pfählen und die Verwendung von Saugankern. Ein südlicherer Standort verringert auch die Wahrscheinlichkeit, dass das Projekt zur Wiederherstellung der Austernbänke beeinträchtigt wird.

Die Fragen der UVP-Kommission und die Kriterien für die Wahl des Standorts werden im Folgenden behandelt. Auf der Grundlage dieser Kriterien wurde dann ein Standort ausgewählt und bewertet.

7.1.2 Das Vorhandensein von Steinen

Das Gebiet der Borkumer Steine verdankt seinen Namen dem Vorhandensein von Steinen. Diese Steine variieren in ihrer Größe und kommen sowohl über als auch unter dem Meeresboden vor. In einigen Bereichen der Borkumer Steine sind die Steine an der Oberfläche stärker ausgeprägt als in anderen Bereichen. Arten, die ein steiniges Substrat benötigen, können sich auf diesen Steinen ansiedeln, was der Artenvielfalt zugute kommt.



ONE-Dyas gab 2019 eine Standort- und Trassenuntersuchung durch GEOxyz in Auftrag, bei der die geophysikalischen und ökologischen Bedingungen untersucht wurden, unter anderem mit Hilfe von Side-Scan-Sonar-Messungen. Der Standort

Die Vermessung liefert ein detailliertes Bild des Gebiets um die Plattform und die Trassenvermessung entlang der Kabel- und Pipelinetrasse. Der Survey wurde für die Bewertung der vorkommenden Lebensraumtypen und den archäologischen Bericht verwendet. Darüber hinaus wurde eine Bodenuntersuchung um den ursprünglich geplanten Standort der Plattform herum durchgeführt, bei der der Boden bis zu einer Tiefe von fünfzehn Metern kartiert wurde. Diese Bodenuntersuchung zeigt eine Ansammlung von Lehm-, Sand- und Kiesschichten mit großen Felsbrocken. Das sind Felsbrocken, die unter der Oberfläche des Meeresbodens liegen.

Für die Untersuchung des neuen Plattformstandorts und der damit verbundenen geänderten Trassenführung für die Pipeline und das Kabel ließ ONE-Dyas im Jahr 2021 zusätzliche Bodenuntersuchungen durchführen, um die noch vorhandenen weißen Flecken auf der Bodenkarte zu füllen. Eine neue Bodenkarte auf der Grundlage der Erhebungen von 2021 und 2019 ist in Abbildung 7-3 dargestellt.

Weder bei den Erhebungen 2019 noch 2021 wurden steinige Lebensräume gefunden, die dem Lebensraumtyp H1170 Riffe des offenen Meeres auf und um die Plattform und die Kabel- und Pipelinetrassen zugeordnet werden können.

7.1.3 Alternative Standorte

Die Wahl des Standorts für die Plattform ist wie die Suche nach einem Haus, ein Auswahlprozess, bei dem es drei Kriterien gibt: Standort, Standort, Standort. Jede Auswahl wird auf der Grundlage von Informationen getroffen, die für die Größe des Standorts relevant sind.

Die erste Wahl (die Stadt) für den Standort der Plattform hängt mit der unterirdischen Lage des gebohrten Feldes zusammen. Das Gasfeld N05-A liegt vollständig unter den Borkumer Steinen, daher befindet sich die Plattform auch in den Borkumer Steinen.

Die zweite Wahl (der Bezirk) hängt vom Untergrund ab und davon, wie die Aussichten und Felder erschlossen werden können. Dabei spielen sowohl technische als auch geophysikalische Kriterien eine Rolle. Auf der Grundlage von zwei Imares-Berichten über die Erforschung der Naturwerte der Borkum-Steine aus den Jahren 201235 und 201436 lag das gesamte Suchgebiet für einen Plattformstandort innerhalb der Borkum-Steine in einem Gebiet mit dem möglichen Lebensraumtyp H1170: "Riffe des offenen Meeres".

Für die Wahl des genauen Standorts der Plattform (das Haus in der Straße) boten die Imares-Karten, die auf Studien aus den Jahren 2009 und 2014 basieren, nicht genügend Informationen, um einen Standort außerhalb eines Gebiets mit dem Lebensraumtyp H1170 zu wählen. Auf der Grundlage der GEOxyz-Erhebungen (siehe Abschnitt 7.1.2) wurde dann an der ausgewählten Stelle eine eingehende Untersuchung durchgeführt und eine Einschätzung vorgenommen, ob H1170 betroffen ist. Dies ist nicht der Fall.

7.1.4 Überprüfung des Standorts

7.1.4.1 Umweltkriterien

Der ursprüngliche Standort stieß bei den NRO auf großen Widerstand, da er in einem Gebiet mit großen Steinen und einer Mischung aus Sand und Kieselsteinen mit Läusen und Bodentieren liegt. Aufgrund dieses Widerstands begann ONE-Dyas mit der Suche nach einem alternativen Standort. Daher wurde der ursprüngliche Standort aufgegeben. Ziel ist es, einen Standort zu finden, der die folgenden Umweltauflagen erfüllt:

- Außenbereich mit Steinen auf der Oberfläche;
- Maximale Entfernung zwischen der Plattform und dem Austernsanierungsprojekt;
- Minimierung der Sichtbehinderung;

³⁵ Exploration of natural values of Borkum Stones, additional protected areas project, O.G. Bos & A. Paijmans Report C137/12, IMARES Wageningen UR, 21 November 2012.

³⁶ Naturwerte Borkum-Steine, Zusätzliches Schutzgebietsprojekt, O.G. Bos et al, Bericht C115.14, IMARES Wageningen UR, 25. August 2014.

- Möglichst geringe Störung von Trauerenten.

Große Steine und Felder mit Sandkrebse (Lanice conchilega) meiden

Die GEOxyz-Vermessungen zeigen, dass der Einflussbereich um den ursprünglich gewählten Plattformstandort N05-A aus einem Gemisch von Sand und Kieselsteinen mit größeren Steinen und Lehmfeldern besteht. Ein solcher Lebensraum weist eine hohe biologische Vielfalt auf und wird als Gebiet mit hohem Naturwert geschätzt. Die durch die Aktivitäten verursachte Störung könnte sich negativ auf die dort lebenden Arten und damit auf das Gebiet auswirken. Abgesehen von der Plattform sollten auch die Pipeline zum NGT und das Kabel nach Riffgat solche Gebiete so weit wie möglich berücksichtigen.

Maximale Entfernung zum Austernsanierungsprojekt von ARK / WWF

Das Austernrestaurierungsprojekt von ARK und WWF soll die Rückkehr der flachen Austernbänke in der niederländischen Nordsee fördern. Austernbänke weisen eine größere Artenvielfalt auf als Sandbänke und werden daher als Gebiet mit hohem Naturwert geschätzt. Durch Aktivitäten verursachte Störungen könnten sich negativ auf die Auster auswirken. Daher sollte der Abstand zwischen der Plattform und dem Austernsanierungsprojekt so groß wie möglich sein.

Erfüllung der Anforderungen des Bergbaugesetzes: Minimierung der Beeinträchtigung von Infrastruktur und Sicht.

Diese Anforderung gilt für Anlagen innerhalb der 12-Meilen-Küstenzone des Natura-2000-Gebiets Nordseeküste (in der Nähe der Watteninseln) und beinhaltet die Minimierung der visuellen Beeinträchtigung durch die Watteninseln. Um diese Anforderung zu erfüllen, wurde eine einzige Förder- und Aufbereitungsanlage ausgewählt, von der aus so viele Bohrungen wie möglich durchgeführt werden sollen. Dies begrenzt die Beeinträchtigung der Sicht und vermeidet auch die Störung von Steinflächen durch den Bau und die Instandhaltung zusätzlicher Infrastruktur.

Schwarze Meeresenten

Die Trauerente ernährt sich bis zu einer Wassertiefe von etwa fünfzehn Metern von Muscheln. Sie sind empfindlich gegenüber Störungen. Ein Standort außerhalb des Gebiets, in dem Trauerenten vorkommen, kann eine mögliche Störung verhindern.

7.1.4.2 Technische Kriterien

Neben den Umwelanforderungen spielen auch technische Kriterien eine Rolle bei der Wahl des Standorts der Plattform. Ausgangspunkt ist, dass von dem zu wählenden Plattformstandort aus das Feld N05-A und die folgenden vier aussichtsreichsten Perspektiven erschlossen und entwickelt werden können.

- Diamant
- N05-A Nord
- N05-A Südost
- Tansanit-Ost

Um die Aussichten zu erreichen, muss es technisch machbar sein, die Bohrungen erfolgreich durchzuführen. Die technischen Kriterien sind in der nachstehenden Tabelle aufgeführt.

Tabelle 7-1: Von ONE-Dyas bei der Standortuntersuchung berücksichtigte Aspekte

Aspekt	Hinweis
Maximierung der potenziell zu fördernden Gasmenge	<p>Der vorgesehene Standort der Aufbereitungsplattform muss so gewählt werden, dass sowohl das Feld N05-A als auch die vielversprechendsten Aussichten in der Umgebung von N05-A unter Berücksichtigung der beschriebenen Randbedingungen und Ausgangspunkte optimal erschlossen werden können. Die vielversprechendsten Aussichten sind Diamond und N05-A North.</p> <p>Sowohl vom ursprünglichen als auch vom neuen Standort aus ist das Feld N05-A am aussichtsreichsten zu erschließen, obwohl es vom ursprünglichen Standort aus etwas einfacher ist.</p>

Aspekt	Hinweis
Geologische Zwänge	<p>Aufgrund der geologischen Gegebenheiten im tiefen Untergrund kann eine Gasbohrung nicht von jeder beliebigen Stelle an der Oberfläche aus durchgeführt werden. Im tiefen Untergrund oberhalb des Feldes N05-A und in der Umgebung von N05-A gibt es verschiedene Formationen und Verwerfungen. Die spezifischen Eigenschaften jeder Formation stellen beim Bohren durch dieses Gestein gewisse Herausforderungen dar. Zum Beispiel kann eine Formation Merkmale aufweisen, die es schwierig machen, den Untergrund und damit den Bohrfad im Voraus zu kartieren. Formationen können auch aufgebrochen sein und daher schwer zu durchbohrende Winkel aufweisen und/oder einen höheren lokalen Druck als das umgebende Gestein aufweisen. Infolge dieser Merkmale kann das Risiko eines Bohrungsausfalls in bestimmten Fällen unannehmbar hoch werden. Aus diesem Grund wird u. a. das Bohren von Brüchen so weit wie möglich vermieden.</p> <p>Die geologischen Zwänge sind am ursprünglichen Standort am geringsten. Der neue, südlichere Standort liegt an der Grenze, wo die Risiken gerade noch akzeptabel sind. Bei einer noch südlicheren Lage wird das Risiko eines Bohrversagens zu groß, da Klüfte und Formationen unter zu ungünstigen Bedingungen durchbohrt werden müssten.</p>
Technische Grenzen des Bohrens	<p>Gasfelder, die nicht gerade unter einer Plattform verlaufen, werden in einem Winkel gebohrt (in der Fachsprache "abgelenkt"). Die Durchführung von Ablenkungsbohrungen ist jedoch komplex, und die horizontale Entfernung, die zurückgelegt werden kann, ist aufgrund der geologischen und technischen Aspekte dieses Projekts begrenzt. Ein Bohrloch hat die Form eines Teleskops, bei dem die Abschnitte im Durchmesser abnehmen. Im Fall von N05-A bedeutet dies, dass der letzte Abschnitt mit Rohren von etwa 10 cm Durchmesser und 7 km Länge gebohrt werden muss.</p> <p>Stark abgelenkte bis horizontale Abschnitte eines Bohrlochs bergen ein erhöhtes Risiko des Einsturzes. Die Ursache ist einfach die Schwerkraft und der Druck der Gesteinsschichten oberhalb des offenen Bohrlochs in Kombination mit den Eigenschaften des durchbohrten Gesteins. Aus diesem Grund werden die stark abweichenden Abschnitte in einer stabilen Felsformation geplant.</p> <p>Bei Bohrungen durch Brüche, bei denen der Bereich um den Bruch instabil ist, besteht ebenfalls die Gefahr des Einsturzes. Brüche werden daher möglichst vermieden.</p> <p>Auch bei bisher nicht erbohrten Schürfstellen sollte möglichst vertikal gebohrt werden. Der Grund dafür ist, dass die genaue Tiefe auf der Grundlage seismischer Untersuchungen nicht zuverlässig bestimmt werden kann. Bei schrägen Bohrungen besteht daher die Gefahr, dass das Feld verfehlt wird, weil es zu hoch oder zu tief gebohrt wird.</p> <p>Die Gesamtlänge der abweichenden Bohrungen ist an der ursprünglichen Stelle am geringsten. Die Unterschiede zum südlicheren Standort sind jedoch akzeptabel.</p>
Infrastruktur und andere Nutzer	<p>Im Plangebiet befinden sich verschiedene bestehende Infrastrukturen wie Kabel, Rohre und Schifffahrtswege. Darüber hinaus wird dieser Teil der Nordsee auch anderweitig genutzt, z. B. durch Sandabbau, Schifffahrt, Fischerei und das nahe gelegene Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken. Der Standort der Plattform befindet sich außerdem in der Nähe des deutschen Küstenmeeres.</p> <p>Generell galt bei der Standortwahl der Grundsatz, dass von jedem möglichen Standort ein Mindestabstand von fünfhundert Metern zur deutschen Grenze sowie zu bestehenden Kabeln, Pipelines und Schifffahrtswegen eingehalten werden muss. Darüber hinaus müssen andere Nutzer der Fläche so wenig wie möglich behindert werden.</p> <p>Der ursprüngliche Standort und der neue Standort sind in dieser Hinsicht ähnlich. Die Abstandsvorgabe von 500 Metern wird bei beiden Varianten eingehalten.</p>
Tragfähigkeit des Meeresbodens	<p>Der Meeresboden am vorgesehenen Standort muss eine ausreichende Tragfähigkeit für eine Behandlungsplattform und eine Bohrplattform aufweisen. Auf dem Meeresboden dürfen sich keine Hindernisse befinden, die die Stabilität der beiden Plattformen gefährden könnten.</p> <p>Der ursprüngliche Standort und der neue Standort sind in dieser Hinsicht ähnlich. An beiden Standorten ist der Boden für die Aufstellung der Plattformen geeignet.</p>

Das in Tabelle 7-1 erwähnte Bohrrisiko besteht darin, dass ein Bohrloch während des Bohrens einstürzen kann. Ist dies der Fall, müssen Meißel und Bohrgestänge herausgezogen werden. Je nach Ereignis kann ein zweiter Versuch unternommen oder die Entscheidung getroffen werden, ein Nebengleis von einem höher gelegenen Abschnitt aus zu bohren. Beide Optionen bergen die gleichen Einsturzrisiken. All dies kostet Vorstandstage in Form von Emissionen, Unterbrechungen, Logistik und Geld. Es besteht auch die

Möglichkeit, dass überhaupt kein Pro- spekt erreicht werden kann. Es ist daher besser, den zu bohrenden Brunnen lange im Voraus zu planen und die

Risiken so gering wie möglich zu halten. Dies bedeutet, dass die Länge der Bohrabschnitte minimiert und stark abweichende oder horizontale Abschnitte in instabilen Gesteinsformationen vermieden werden müssen.

Eine weitere Möglichkeit zur Begrenzung von stark abweichenden Bohrungen besteht darin, die Bohrungen von verschiedenen Oberflächenstandorten aus vorzunehmen. Dies ist im Prinzip auch für die Entwicklung des N05-A-Feldes und seiner Projekte möglich. In diesem Fall würde eine zentrale Förder- und Aufbereitungsplattform mit einer oder mehreren Satellitenplattformen oder Unterwasseranlagen installiert werden. Bei mehreren Anlagen wird der Boden an mehreren Stellen gestört, und die Verbindungsleitungen müssen durch Stein- und Feldwege verlegt werden, und eine der Plattformen wird in einem Steinfeld liegen. Diese Variante wurde in der Umweltverträglichkeitsprüfung untersucht (siehe Teil 1 der UVP, Abschnitt 3.2), wobei festgestellt wurde, dass sie als unrealistisch anzusehen ist, da sie mehr Probleme schaffen als lösen würde. Diese Variante wurde daher in der Umweltverträglichkeitsprüfung nicht im Detail untersucht.

7.1.5 Auswahl des Standorts

Die Karte in Abbildung 7-1 zeigt die Lage des ursprünglichen und des neuen südlichen Standorts einschließlich der Sicherheitszone mit einem Radius von 500 Metern um den Bahnsteig (der gestrichelte Kreis). Die Karte zeigt, dass es im Hinblick auf die Lage der Steinflächen und die Entfernung zum Austerngewinnungsprojekt am günstigsten ist, den Standort der Plattform so weit südlich wie möglich zu wählen. ONE-Dyas hat daher untersucht, wo die südlichste Grenze für die technischen Risiken bei der Bohrung der Brunnen liegt. Eine harte Grenze liegt etwa 850 Meter südlich des ursprünglichen Standortes. Weiter südlich als diese Entfernung werden die beschriebenen technischen Risiken zu hoch, um die nördlichen Aussichten zu erreichen³⁷.

Der neue Standort weist die folgenden Merkmale auf:

- Der Meeresboden am neuen südlichen Standort besteht aus gemischten Sedimenten ohne große Anzahl von Felsen an der Oberfläche. An dieser Stelle kann die Pipeline zum Transport des geförderten Gases zur NGT-Pipeline auch Gebiete mit Steinen und Läusen umgehen.
- Die Entfernung zum Austernsanierungsprojekt ist fast doppelt so groß. Am neuen Standort beträgt die Entfernung zum nächstgelegenen Punkt des Austernsanierungsprojekts etwa 1,5 km und am ursprünglichen Standort 650 Meter.
- Am neuen Standort im Süden beträgt die Wassertiefe etwa 25 Meter. In diesen Tiefen sind wenig oder gar keine Trauerenten zu erwarten (siehe auch Kapitel 4).
- Die Entfernung zur Küste beträgt vom neuen Standort mehr als 19 Kilometer gegenüber 20 Kilometern vom ursprünglichen Standort. In Anbetracht dieses kleinen Unterschieds wird die Sichtbarkeit der Plattform nicht merklich anders sein.
- Die Zusammensetzung des Bodens unter dem Meeresboden entspricht dem allgemeinen Bild in den Borkumsteinen. Dies bedeutet einen gemischten Boden mit feinem und grobem Sand und Geröll, was bedeutet, dass Sauganker zur Verankerung der Plattform auch am neuen Standort nicht möglich sind.

37 Der von GEOxyz im Jahr 2019 geprüfte Alternativstandort ist aufgrund der erwähnten technischen Risiken der Bohrung keine realistische Alternative.

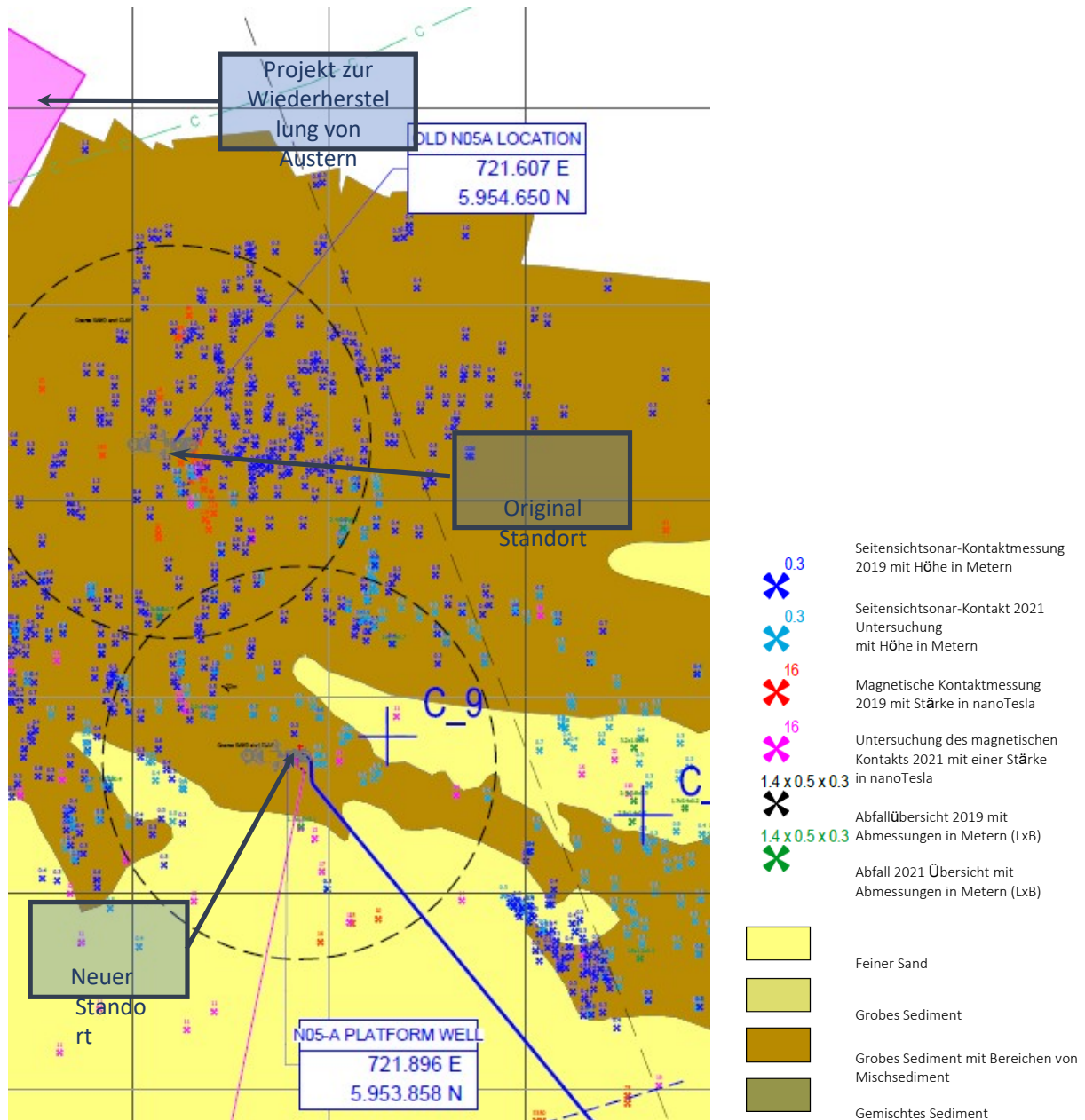


Abbildung 7-1: Karte des Meeresbodens rund um den Standort der Plattform. Diese Karte enthält zusätzliche Informationen aus Bodenuntersuchungen, die Ende 2021 durchgeführt wurden. Die Sonarkontakte sind durch ein blaues X mit der Höhe über dem Meeresboden gekennzeichnet (das X ist nicht maßstabsgetreu). Magnetische Kontakte sind in Rot mit der Stärke in Nanotesla (nT) angegeben.

7.1.6 Rohrleitungen und Kabel

Aufgrund der Wahl eines neuen Standorts für die Plattform müssen auch die Trassen der Pipeline und der Kabel angepasst werden. Für die Pipeline ist dies eine relativ geringfügige Anpassung an die alte Trasse: Die neue Trasse ist aufgrund der südlicheren Lage des Bahnsteigs etwa 600 Meter kürzer und knüpft so schnell wie möglich wieder an die ursprüngliche Trasse an. Die neue Pipelinetrasse umgeht Gebiete mit Felsen an der Oberfläche. Auf der neuen Strecke befinden sich auch keine archäologischen Objekte von Wert.

Es gibt drei mögliche Routen für das Stromkabel zum Windpark Riffgat (siehe die Karte in Abbildung 7-3). Die nördliche Strecke (rot, 8,6 km) führt vom neuen Bahnsteigstandort so schnell wie möglich zur "alten" Strecke. Die mittlere Route (magenta, 8,4 km) führt so weit wie möglich durch den mittleren



Bereich mit feinem Sand (gelb). Die südliche Route (blau, 9,2 km) führt durch das feinsandige Gebiet südlich von

das grobsandige Gebiet mit Steinen und Lahnfeldern. Die mittlere und die südliche Route wurden so gewählt, dass die Gebiete mit grobem Sand, Steinen und Feldern so weit wie möglich vermieden werden.

38

Die nördliche Strecke verläuft zunächst vom neuen Bahnsteigstandort aus nach Norden und folgt dem Verlauf der ursprünglich gewählten Strecke. Die Route führt zunächst durch ein Gebiet mit Steinen und gemischtem Sediment. Dann überquert sie das NordNed-Kabel und anschließend einen Schifffahrtsweg. Schließlich durchquert die Route ein weiteres Steinfeld. Schließlich durchquert die Route ein Sand- und Muschelgebiet und verbindet sich mit dem Windpark Riffgat auf der rechten Seite der Karte.

Die Route in der Mitte verläuft zunächst nach Norden und durchquert ein Gebiet mit Felsen und gemischtem Sediment. Dann kreuzt sie das NordNed-Kabel und einen Schifffahrtsweg. Auf der Schifffahrtsroute gibt es einige magnetische Kontakte, die vermieden werden sollten (die roten Objekte in der oberen Mitte der Karte in Abbildung 7-3). Der Grund dafür ist, dass es sich um nicht explodierte Sprengstoffe oder archäologisch wertvolle Gegenstände handeln könnte. Es ist jedoch wenig Platz vorhanden, um alle magnetischen Kontakte in ausreichendem Abstand zu kreuzen. Schließlich durchquert die Route ein neues Gebiet mit Steinen und verläuft etwa 250 Meter nördlich eines Gebiets mit vielen Steinen. Schließlich schließt die Route an den Windpark in einem Gebiet mit Sand und Muscheln an. Die Steine im "braunen" Bereich in der Mitte rechts auf der Karte in Abbildung 7-3) können in ausreichendem Abstand passiert werden (siehe Karte in Abbildung 7-2).

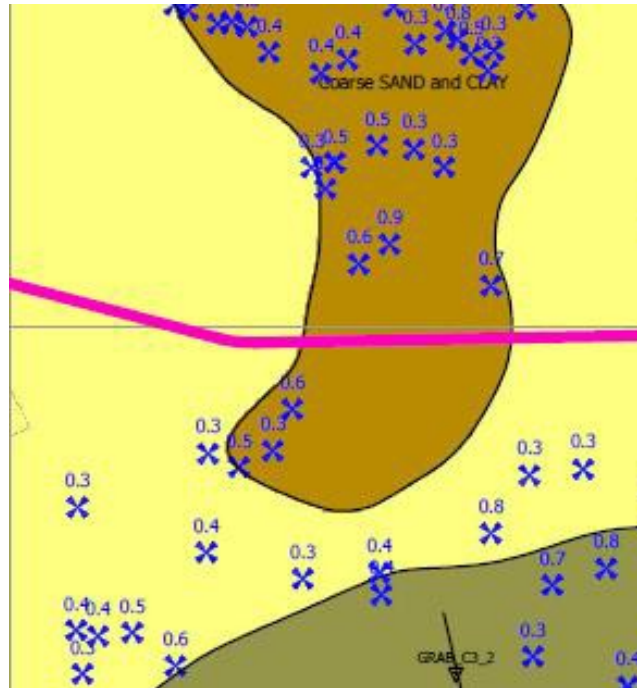


Abbildung 7-2: Abtragung von ca. 500 x 500 m auf der zentralen Trasse

Der Text wird nach der Karte auf der nächsten Seite fortgesetzt

³⁸ Der Weg entlang der Steine ist so angelegt, dass diese Steine in einem Mindestabstand von 20 Metern passiert werden. 20 Meter gelten als sicherer Abstand, obwohl in der Praxis ein schmalere Streifen gestört wird. Der Grund dafür ist, dass das Stromkabel durch Verflüssigung des Meeresbodens mit Wasserstrahlen vergraben wird, wobei das Kabel in den Meeresboden geführt wird und einen drei Meter breiten Streifen des Meeresbodens zerstört (siehe UVP Teil 2, Abschnitt 6.4.2.1).

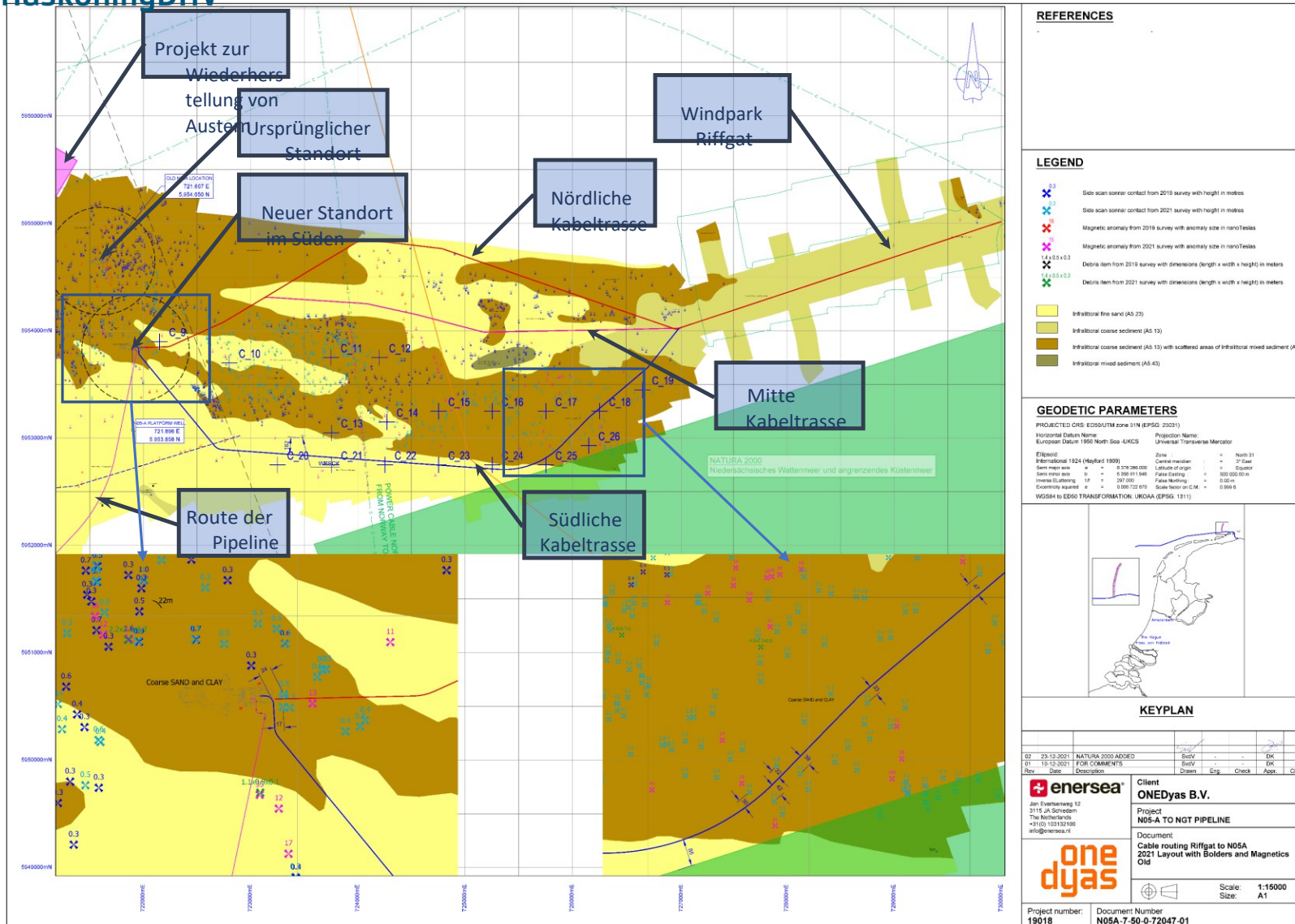


Abbildung 7-3: Standort der neuen Plattform und alternative Routen für das Kabel nach Riffgat. Der Ausschnitt unten links zeigt die Situation um den neuen südlichen Bahnsteig und der Ausschnitt unten rechts zeigt die Überquerung der braunen Fläche beim Windpark Riffgat.

Die südliche Route ist so gewählt, dass sie hauptsächlich durch Gebiete mit feinem Sand ohne Felsen und Schotter verläuft. Die Route verläuft zunächst nach Süden, überquert ein vermutlich stillgelegtes Kabel und führt in 185 m Entfernung an einem Wrack vorbei. Dann kreuzt sie das NordNed-Kabel und einen Schifffahrtsweg. In diesem Bereich gibt es keine magnetischen Kontakte, die vermieden werden müssen. Für den Anschluss an den Windpark durchquert die Trasse auf einer Länge von 1,5 km ein Gebiet mit Felsen und gemischtem Sediment (der "braune" Bereich in der unteren rechten Ecke der Karte in Abbildung 7-3). Der Ausschnitt dieses Bereichs in Abbildung 7-4 zeigt, dass das Kabel mindestens 30 Meter Abstand zu Felsen hält, die aus dem Meeresboden herausragen. In einem Gebiet

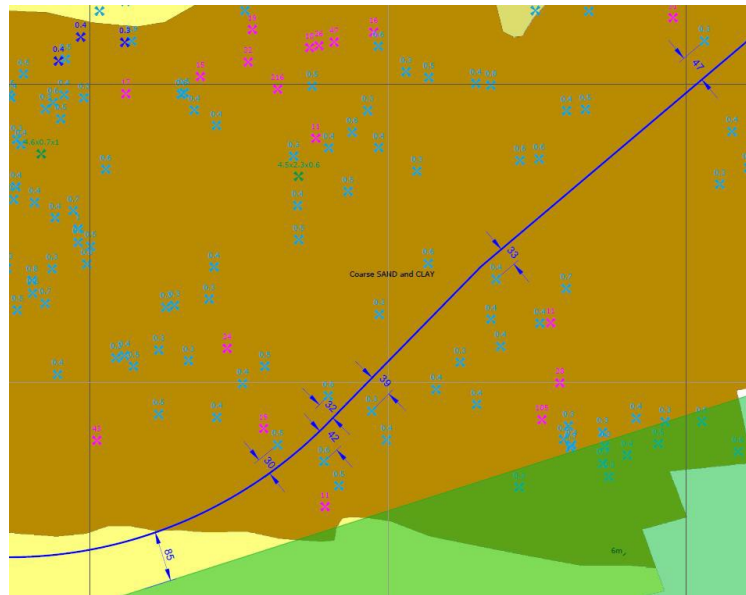


Abbildung 7-4: **Exkursion** von ca. 500 x 500 m auf der südlichen Kabeltrasse

Auf einer Fläche von 500 x 500 Metern befinden sich etwa 20 Steine, die durchschnittlich 50 cm über den Meeresboden herausragen. Das Kabel ist 15 cm breit und der Graben für die Verlegung des Kabels ist drei Meter breit, und es gibt kaum Sedimentation. Ein Abstand von mehr als 20 Metern ist ausreichend, um diese Steine nicht zu stören. Die südliche Route verläuft entlang des deutschen Natura-2000-Gebiets Niedersächsisches Wattenmeer, bleibt aber in ausreichendem Abstand zur Grenze dieses Gebiets.

Ein Vergleich der drei untersuchten Kabeltrassen zeigt, dass die nördliche Trasse nicht erfolgreich ist, da sie über weite Strecken durch steiniges Gebiet führt und wesentlich länger ist als die beiden anderen Trassen. Die mittlere und die südliche Route unterscheiden sich kaum: Beide verlaufen größtenteils durch Gebiete mit feinem Sand, und in den Gebieten, in denen Felsen vorhanden sind, werden diese in ausreichendem Abstand passiert, so dass die Gefahr, die natürlichen Werte dieser Felsen zu stören, gering ist. ONE-Dyas hat sich aus zwei Gründen für die südliche Route entschieden. Erstens verläuft die südliche Route in einem größeren Gebiet ohne Steine als die mittlere Route, die zwischen zwei Gebieten mit Steinen verläuft. Diese Route umgeht den gesamten Bereich mit grobem Sand und Steinen so weit wie möglich. Dies bietet auch mehr Flexibilität bei der Optimierung der Route. Zweitens werden die Probleme mit dem geringen Abstand zu den Magnetkontakten auf der mittleren Strecke vermieden.

7.1.7 Vergleich der Umweltauswirkungen des ursprünglichen und des neuen Standorts.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der neue, südlichere Standort der Förderplattform und der Bohrplattform die folgenden ökologischen Vor- und Nachteile hat:

- Die Auswirkungen auf die Störung der benthischen Flora und Fauna sind am neuen Standort geringer. Am neuen Standort besteht der Meeresboden hauptsächlich aus Sand, und es gibt deutlich weniger (große) Steine an der Oberfläche;
- Der neue Standort befindet sich in deutlich größerer Entfernung zum Austernsanierungsprojekt von ARK und WWF;



■ Die Sichtweite nimmt leicht zu, da der neue Standort etwas näher an der Küste liegt (19 gegenüber 20 km).

Projektrelaten

GEMS

one
duas

Royal
HaskoningDHV

Grundsätzlich könnte sich das Risiko einer Störung von Trauerenten erhöhen, da der neue Standort näher an ihrem Nahrungsgebiet liegt (siehe Kapitel 4). Die Wahrscheinlichkeit dafür ist jedoch gering, da der neue Standort noch weit genug von den Gebieten entfernt ist, in denen sich die Trauerente konzentriert.

Ente. Die Auswirkungen auf die anderen Umweltthemen sind ebenfalls gleich Null. In Kapitel 8 wird der Unterschied zwischen den Wirkungen der ursprünglichen und der neuen VKA ausführlicher erörtert. Abbildung 7-6 zeigt eine Übersichtskarte des neuen Plattformstandorts und der geänderten Kabel- und Pipelinetrassen.

7.1.8 Verankerung der Plattform

In der Umweltverträglichkeitsprüfung wurden Varianten für die Verankerung der Behandlungsplattform untersucht (siehe Abschnitt 3.3.4 in Teil 1 der Umweltverträglichkeitsprüfung). Für die Verankerung der Behandlungsplattform stehen zwei technisch bewährte Techniken zur Verfügung:

- 1 Verankerung mit Hilfe von Pfählen;
- 2 Verankerung mit Hilfe von Saugankern.

Sauganker sind eine Art umgedrehter Eimer mit einem Durchmesser von fünf bis zehn Metern, der an den Boden jedes Jacket-Beins geschweißt wird. Nach dem Einsetzen auf dem Meeresboden werden diese Anker unter Vakuum gezogen. Dadurch werden sie mehrere Meter tief in den Meeresboden gesaugt und anschließend genauso fest verankert wie bei der Verwendung von Pfählen. Im Gegensatz zu Pfählen verursachen Sauganker nur wenig Unterwasserlärm.

Sauganker können in Meeresböden mit einer homogenen Bodenstruktur, die hauptsächlich aus Sand besteht, bis zu einer Tiefe von etwa 15 Metern eingesetzt werden. Sie eignen sich nicht für Meeresböden, die einen erheblichen Anteil an groben Sedimenten (Kies, Geröll) und/oder harten Tonschichten enthalten. ONE-Dyas ließ eine geophysikalische und geotechnische Bodenuntersuchung in einem Gebiet um den geplanten Standort der Plattform durchführen. Diese Untersuchungen zeigen, dass die oberen fünfzehn Meter des Meeresbodens aus einer Ansammlung von Lehm-, Sand- und Kiesschichten bestehen und auch große Felsbrocken enthalten. Der Einsatz von Saugankern in dieser Art von Boden ist technisch nicht möglich, da ein solcher Untergrund zu einer Beschädigung oder einem Verklemmen der Sauganker während des Einbaus führen kann. In diesem Fall muss der Sauganker demontiert und ein neuer Versuch an einer anderen Stelle unternommen werden. Da diese Risiken nicht realisierbar sind, wurde die Variante mit Saugankern in der UVP nicht weiter untersucht.

Die Bodenstruktur am neuen, südlicheren Standort ist hier ähnlich wie am ursprünglich geplanten Standort, nämlich eine Anhäufung von Lehm-, Sand- und Kiesschichten. Obwohl an der Oberfläche des neuen Standorts keine großen Steine zu finden sind, besteht eine gute Chance, dass sie im Untergrund vorhanden sind. Für den südlicheren Standort gelten daher die gleichen Risiken wie für den ursprünglichen Standort, und Sauganker sind keine Option für die Verankerung der Behandlungsplattform.

7.1.9 Fazit neuer Standort

Der Vergleich zeigt eine klare Präferenz für den neuen, südlicheren Standort. An dem neuen Standort gibt es viel weniger Steine, und die Gefahr, dass wichtige Naturwerte gestört werden, ist viel geringer. Außerdem ist der neue Standort weiter von dem Projekt zur Wiederherstellung von Austern entfernt. Aufgrund dieser klaren Präferenz beschloss ONE-Dyas, die Bohr- und Förderplattform an den neuen, südlicheren Standort zu verlegen.

Die Umweltauswirkungen des neuen, südlicheren Standorts sind in Kapitel 8 dieses Nachtrags zur Umweltverträglichkeitsprüfung von N05-A in Verbindung mit der Bewertung der anderen Teile der geänderten VKA enthalten.

7.2 Beseitigung von Bohrklein und Schlamm

Das Bohren von Offshore-Gasbohrlöchern wird in Kapitel 2.3 der Umweltverträglichkeitsprüfung beschrieben. Dieser Bohrprozess wird hier kurz zusammengefasst, um den Rahmen für die Entsorgung von Bohrklein und Schlamm zu skizzieren.

Die Bohrungen werden mit einer mobilen Bohranlage, einer Bohrplattform, durchgeführt. Die Bohrungen werden mit diesen Anlagen abgeteuft. Die Gasbohrungen werden mit einem Bohrer niedergebracht, mit dem die

Das Gestein im Untergrund wird angebohrt, um Splitt zu bilden. Der Meißel ist an der Unterseite einer Reihe von Drehbohrgestängen befestigt. Mit dem Fortschreiten der Bohrung werden neue Segmente in die Reihe der Bohrgestänge eingefügt.

Während des Bohrens zirkuliert die Bohrspülung kontinuierlich durch das Bohrloch. Mit Hilfe dieser Flüssigkeit wird das gebohrte Gestein aus dem Bohrloch (das Bohrklein) an die Oberfläche befördert. Gleichzeitig schmiert und kühlt die Flüssigkeit die Bohrkronen und stabilisiert das Bohrloch. ONE-Dyas verwendet so viel wie möglich wasserbasierte Bohrspülung³⁹ (WBM). Für die unteren Abschnitte des Bohrlochs ist es jedoch erforderlich, ölbasierte Schlämme (Oil Based Mud⁴⁰ (OBM)) zu verwenden.

Bei Bohrungen mit ölhaltiger Bohrspülung dürfen das Bohrklein und die überflüssige Flüssigkeit niemals ins Meer geleitet werden, da sie zu viel Öl enthalten. Diese Abfallströme werden stets per Schiff an Land transportiert und dort verarbeitet.

Für Bohrklein und Schlämme auf Wasserbasis gibt es zwei Möglichkeiten: Einleitung ins Meer oder Entsorgung. In der UVP wurden die folgenden Varianten untersucht:

- Bei der Variante **"Ableitung von Bohrklein und Schlamm"** werden freigesetztes Bohrklein und Schlamm vor Ort ins Meer abgeleitet. Dies ist das übliche Verfahren auf dem niederländischen Festlandsockel. Das Bohrklein bildet eine Abflussfahne, die sich unter dem Einfluss von Meeresströmungen und Wind im Wasser ausbreitet, und die grobe Fraktion des Bohrkleins bildet eine dünne Sedimentschicht auf dem Meeresboden um die Abflussstelle.
- Bei der Variante **"Abtransport von Bohrklein und Schlamm"** werden freigesetztes Bohrklein und Schlamm per Schiff abtransportiert. Dadurch wird der Austritt von Bohrspülung und Bohrklein auf Wasserbasis vollständig verhindert. Auf der anderen Seite nehmen die Auswirkungen auf andere Umweltaspekte zu. So entsteht beispielsweise ein großer Abfallstrom, der an Land verarbeitet werden muss, und der Transport dieses Abfallstroms verursacht Emissionen durch Transportschiffe und Lastwagen.

Die Ergebnisse der Umweltverträglichkeitsprüfung zeigten eine leichte Präferenz für die Ableitung des Bohrkleins und des Schlammes auf Wasserbasis und nicht für die Beseitigung derselben. Die Entsorgung von Bohrklein und Schlamm führt zu einem großen Abfallstrom, der entsorgt werden muss. Auch die Entsorgung der Abfälle kostet Energie. Das Ablassen des Bohrkleins und des Bohrschlammes wird dagegen negative Auswirkungen auf die Natur in der Umgebung der Bohrinselform haben, doch die Forschung hat gezeigt, dass diese Auswirkungen begrenzt sind. In Anbetracht der relativ geringen Auswirkungen der Einleitung auf Natur und Umwelt im Vergleich zu den Auswirkungen der Beseitigung hatte sich ONE-Dyas für die Einleitung des Bohrkleins und des Bohrschlammes entschieden, anstatt sie zu beseitigen.

In Anbetracht der natürlichen Werte der Borkum-Felsen und der Nähe des Austernsanierungsprojekts hat ONE-Dyas beschlossen, seine Entscheidung zu revidieren und freigesetztes Bohrklein und Schlamm (auf Öl- und Wasserbasis) an Land zu transportieren und dort zu verarbeiten. Das Bohrklein und der Bohrschlamm werden dann mit einem Versorgungsschiff zu einem Hafen und von dort mit einem LKW zu einer Aufbereitungsanlage oder einer geeigneten Deponie transportiert. ONE-Dyas prüft derzeit noch die Möglichkeit, das wässrige Bohrklein und den Schlamm an anderer Stelle auf See an einem Ort mit weniger bodenbezogenen Naturwerten abzuleiten.

Überblick über die Umweltauswirkungen der Entsorgung von Bohrklein und Schlamm auf Wasserbasis

Die Entsorgung des wasserbasierten Bohrkleins und des Schlammes beinhaltet folgende Umweltaspekte im Querschnitt:

- Durch die Entfernung des Bohrschlammes und der Schlämme werden die Bildung einer Trübungs-fahne in der Wassersäule und die Bildung einer Sedimentschicht um die Bohrplattform herum gänzlich vermieden.

³⁹ Wasserbasierter Schlamm (WBM) ist eine Mischung aus Wasser und Ton (Bentonit). Diesem Gemisch werden Zusatzstoffe wie Stärke, Schwerspat, Kalk, Salz und Schmiermittel beigefügt.

⁴⁰ Ölbasierter Schlamm (OBM) können neben den gleichen Komponenten wie WBM bis zu 75 % Mineralöl enthalten.

- Bei der Entsorgung von Bohrklein und Schlamm entsteht ein großer Abfallstrom, der an Land verarbeitet werden muss. Tabelle 7-2 zeigt die freigesetzten Ströme und ihre Größenordnung (siehe Abschnitt 5.4.2 von Teil 2 der UVE. Bei der Variante **"Ableitung von Bohrklein und Schlamm"** führen diese Ströme zu Emissionen in das Wasser und bei der Variante **"Entsorgung von Bohrklein und Schlamm"** zur Entstehung von Abfällen.

Tabelle 7-2: Schätzung der Mengen an freigesetzten Stoffen, die je nach Variante abgeleitet oder als Abfall entsorgt werden.

Aktuell	Pro Bohrloch (Tonnen)	Insgesamt (Tonnen) ¹⁾
Bohrmehl WBM	1 700	20 400
Zementierungsflüssigkeiten und Zementreste	140	1 680
Redundante Bohrspülung bei Wechsel des Spülungstyps aufgrund von Serienbohrungen	2 300	27 600
Insgesamt	4 140	49 680

1) Basierend auf der Bohrung von insgesamt 12 Bohrungen.

- Für den Abtransport des Bohrkleins und des Schlammes sind 7 zusätzliche Bootstransporte erforderlich (59 statt 52 Transporte pro Bohrung, siehe Abschnitt 7.4.6 in Teil 2 des Umweltgutachtens). Die Transporte führen zu zusätzlichem Energieverbrauch, zusätzlichen Emissionen in die Luft und zu Beeinträchtigungen.
- Es kann auch notwendig sein, eine zusätzliche Plattform neben der Bohrplattform zu installieren. Auf dieser zusätzlichen Plattform werden die Container mit Bohrklein und Schlamm gelagert, bis sie mit einem Versorgungsschiff an Land gebracht werden. Der Hauptzweck des zusätzlichen Lagerplatzes besteht darin, bei schlechtem Wetter weiterbohren zu können. Ist der Wind zu stark, können Versorgungsschiffe nicht mehr sicher an der Bohrinself anlegen.

7.3 Vertikale seismische Profilierung wird nicht mehr durchgeführt

Während des Testzeitraums plante ONE-Dyas, eine Reihe von Bohrlöchern mit Hilfe von Vertical Seismic Profiling (VSP) eingehend zu untersuchen. Ziel dieser VSP-Untersuchung ist es, ein genaues Bild der Erdschichten zu erhalten, die von diesen Bohrungen erbohrt wurden, und sie mit dem Bild zu vergleichen, das aus früheren seismischen Untersuchungen gewonnen wurde. Bei der VSP-Untersuchung werden Mikrofone in das Bohrloch gehängt. Gleichzeitig schleppt ein Vermessungsschiff eine Airgun (eine Schallquelle) durch das Wasser über die Mikrofone im Bohrloch. Das Luftgewehr gibt alle zwei bis drei Minuten ein Signal ab. Dieser Schall wird dann von den Mikrofonen im Bohrloch aufgenommen. Auf diese Weise werden die umgebenden Erdschichten und ihre genauen Tiefen genau kartiert. Die gewonnenen Informationen sind für die Geologen wertvoll, um ein besseres Verständnis der Geologie zu erlangen. Dadurch kann die weitere Entwicklung der Felder effizienter und effektiver durchgeführt werden.

Der von den Airguns ausgehende Unterwasserlärm kann für Meeressäuger wie den Schweinswal und andere Wasserbewohner schädlich sein. Um Verletzungen von Meeressäugern und Fischen zu vermeiden, werden beim Start von Luftgewehren Maßnahmen wie Sanftanlauf und ADD41 getroffen. Obwohl Verletzungen vermieden werden, kann der Lärm zu einer Störung der Nahrungssuche und der Kommunikation führen. Um die Auswirkungen des VSP auf den Unterwasserlärm vollständig zu vermeiden, hat ONE-Dyas beschlossen, in diesem Fall ganz auf die VSP-Erhebung zu verzichten. Dies ist in diesem Fall möglich, da die relevanten Informationen aus der früheren VSP-Untersuchung der nahe gelegenen Explorationsbohrung, die das Gasfeld N05-A nachgewiesen hat, abgeleitet werden können. Mit der Stilllegung sind keine weiteren oder größeren Auswirkungen auf andere Umweltkompartimente verbunden (keine Querschnittseffekte).

- ⁴¹ Beim Sanftanlauf werden die Aktivitäten mit geringer Quellenleistung begonnen und dann schrittweise erhöht, um den Meeressäugern genügend Zeit zu geben, das vom Unterwasserlärm betroffene Gebiet zu verlassen. ADD (Pinger) verwendet eine Schallquelle, um Tiere aus dem Gebiet zu vertreiben.

7.4 Zusätzliche Behandlung des abzuleitenden Produktionswassers

Bei der Gasförderung tritt mit dem Erdgas auch Förderwasser aus dem Gasfeld aus. Auf der Plattform N05-A wird dieses Wasser vom Erdgas getrennt und über einen Öl-Wasser-Trenner ins Meer abgeleitet. Das abgeleitete Produktionswasser entspricht den Einleitungsbestimmungen der Bergbauverordnung. Da das abgeleitete Produktionswasser noch geringe Mengen an Kohlenwasserstoffen und Spuren von Schwermetallen enthält, hat ONE-Dyas beschlossen, das Wasser aus dem Öl-Wasser-Trenner vor der Einleitung zusätzlich in einem Aktivkohlefilter zu behandeln.

Was ist Produktionswasser?

Das Produktionswasser besteht aus einer Mischung aus kondensiertem Wasser und Formationswasser.

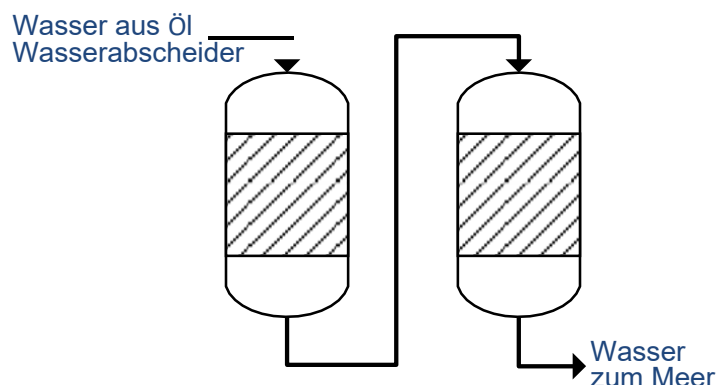
- Das kondensierte Wasser steigt mit dem Erdgas in Dampfform aus der Lagerstätte auf und kondensiert während des Transports an der Oberfläche. Das kondensierte Wasser enthält daher kaum Schwermetalle, wohl aber Kohlenwasserstoffe aus dem Erdgas. Es wird erwartet, dass alle Bohrungen zusammen 30 bis 60 Kubikmeter Wasser pro Tag fördern werden.
- Formationswasser ist Wasser aus der Gaslagerstätte, das in flüssiger Form zusammen mit dem Erdgas an die Oberfläche gebracht wird. Das Lagerstättenwasser enthält von Natur aus Stoffe, die aus der Lagerstätte in das Wasser gelöst wurden, darunter Salz und Spuren von Schwermetallen. Formationswasser wird hauptsächlich gegen Ende der Lebensdauer eines Feldes produziert, und die Produktion von Formationswasser hängt auch von den Eigenschaften eines Gasfeldes ab. Wenn eine Bohrung beginnt, viel Formationswasser zu fördern, werden Maßnahmen ergriffen, um die Bohrung so anzupassen, dass weniger Wasser mit dem Erdgas gefördert wird. Bei den Feldern im N05-Gebiet wird davon ausgegangen, dass die meisten Bohrungen kein Formationswasser produzieren werden, aber 150 m³ pro Tag wurden als Worst-Case-Szenario für die Auslegung der Produktionsanlagen angenommen.

Tabelle7-3 enthält eine Schätzung der Durchflussmenge und der Konzentrationen der mitgerissenen Stoffe im abgeleiteten Produktionswasser.

Die Wiedereinleitung in die Tiefe ist letztlich der Einleitung vorzuziehen, ist aber nur möglich, wenn ein leeres Feld zur Verfügung steht. Gegen den herrschenden Überdruck kann kein Wasser in das Reservoir gepumpt werden. Auf der Grundlage des verfügbaren Kernmaterials der Erkundungsbohrung N05-01 werden Voruntersuchungen zur Wiedereinleitung von Produktionswasser durchgeführt. Nach dem Abteufen und der Förderung der Erschließungsbohrungen im Feld N05-A können weitere Informationen gewonnen werden, die für diese Forschung erforderlich sind und erweitert werden sollen. Es ist rechtlich nicht möglich, Produktionswasser in leere Felder in der Nordsee einzuspeisen.

7.4.1 Nachbehandlung des Produktionswassers mit einem Aktivkohlefilter

Der Aktivkohlefilter besteht aus zwei Behältern, die mit körnigen Aktivkohlepartikeln gefüllt sind (etwa 500 kg Aktivkohle pro Behälter). Das Kohlenstoffgranulat wird so behandelt, dass es eine poröse Mikrostruktur mit einer sehr großen inneren Oberfläche aufweist. Diese Struktur ist ideal für die Entfernung gelöster Stoffe aus Wasser, Luft und Gasen. Die Schadstoffe haften (adsorbieren) an der inneren Oberfläche des Granulats. Der Grad der Entfernung hängt unter anderem davon ab, wie abhängig von der Art des Stoffes, der



Verweilzeit und den Prozessbedingungen. Nach einer

wird der Aktivkohlefilter mit Staub gesättigt. In diesem Fall wird die Aktivkohle aus dem Kohlefilter entfernt und durch frische Aktivkohle ersetzt. Es wird erwartet, dass dies jährlich geschieht. Um eine kontinuierliche Reinigung zu erreichen, werden zwei Aktivkohlefilter in Reihe geschaltet, so dass der erste Filter den größten Teil der Verschmutzung aufnimmt und der zweite Filter die restliche Verschmutzung aufnimmt. Abbildung 7-5 zeigt eine schematische Darstellung einer Aktivkohlefilteranlage. Wenn der erste Filter gesättigt ist, verarbeitet der zweite Filter automatisch mehr Verunreinigungen und es ist Zeit, die Filter zu ersetzen. Um darauf rechtzeitig reagieren zu können, werden nach jedem Filter Messungen durchgeführt. So ist sichergestellt, dass immer ein wirksamer Filter zur Verfügung steht.

Um die Wirksamkeit der Reinigung des Produktionswassers mit einem Aktivkohlefilter zu untersuchen, führte ONE-Dyas an zwei Standorten Tests mit Aktivkohlefiltern durch. Diese Tests zeigten, dass einige Kohlenwasserstoffe und Metalle gut und andere weniger oder gar nicht entfernt wurden. Die folgende Tabelle 7-3 gibt einen Überblick über die Wirkung der Aktivkohlefiltration:

- Die Spalte "Konzentration ohne Kohlefilter" zeigt die erwartete Wasserzusammensetzung, wie sie aus dem Öl-Wasser-Trenner kommt. Die Konzentrationen in dieser Spalte entsprechen den Konzentrationen und der Durchflussrate in der ursprünglichen UVP und wurden dem CIW-4-Bericht⁴² entnommen.
- In der Spalte "Aktivkohlefilter-Reduktion" sind die bei den Tests gemessenen Reduktionsprozentsätze aufgeführt;
- Die Spalte "Konzentration mit Aktivkohlefilter" zeigt die erwartete Wasserzusammensetzung, wenn es aus dem Aktivkohlefilter kommt;
- Die Spalte "Belastung" enthält die erwartete jährliche Emissionsbelastung. Die Durchflussrate basiert auf der von ONE-Dyas erwarteten maximalen Durchflussrate des Produktionswassers. Diese Durchflussmenge basiert auf den zu erwartenden Eigenschaften der zu erbohrenden Gasfelder und Schürfstellen.

Tabelle 7-3: Zusammenfassung der jährlichen Emissionen von Stoffen im Produktionswasser während der Produktionsphase ins Meer

Stoffe		Konzentration ohne Kohlefilter (mg/l)	Aktivkohlefilter Reduzierung	Konzentration mit Aktivkohlefilter (mg/l)	Jährliche Belastung (kg) bei 60 m ³ Wasserstand /Tag
Kohlenwasserstoffe	Aliphatisch	<< 30 ⁴³	98%	1	13
	Aromaten (ca. 80% Benzol)	130	15%	110	2 420
Metall	Metallisches Quecksilber	0,0011	89%	0,00012	0,002
	Kadmium	0,0025	-	0,0025	0,05
	Blei	0,03	66%	0,01	0,22
	Zink	2,0	-	2,0	45
	Nickel	0,03	16%	0,025	0,6
Methanol ⁴⁴	4/Jahr, 750 l/Betrieb/Anfang	-	-	-	28.500

⁴² Ausschuss für integriertes Wassermanagement, Arbeitsgruppe 4 (CIW4), Stand der Technik Offshore-Produktionswasser Öl- und Gasförderindustrie

⁴³ Maximale Konzentration auf der Grundlage der Einleitungsanforderung der Mbr für den monatlichen Durchschnittsgehalt an dispergiertem Öl. In der Praxis ist zu erwarten, dass eine wesentlich geringere Konzentration erreicht werden kann.

⁴⁴ Das Förderwasser kann auch Methanol enthalten, das beim Anfahren von "kalten" Gasbohrungen als Hydratinhibitor eingesetzt wird. Jedes Mal, wenn das Bohrloch eine Zeit lang nicht produziert hat und auf Umgebungstemperatur abgekühlt ist, muss beim Anfahren Methanol in das Bohrloch eingespritzt werden, um ein Einfrieren des Bohrlochs zu verhindern. Es wurde konservativ davon ausgegangen, dass jeder Brunnen viermal pro Jahr mit Methanol in Betrieb genommen wird. Der größte Teil des in das Bohrloch injizierten Methanols wird mit dem Förderwasser ins Meer abgeleitet, der Rest landet im Erdgas.

Überblick über die Umweltauswirkungen des Aktivkohlefilters

Die Anwendung eines Aktivkohlefilters umfasst die folgenden umweltrelevanten Querschnittsaspekte:

- 1 Verringerung der Konzentration und Belastung durch Kohlenwasserstoffe und Metalle. Die ökotoxikologische Untersuchung der Auswirkungen der Produktionswassereinleitung auf die Qualität des Meerwassers stützt sich auf die Konzentrationen nach dem Filter.
- 2 Wechsel der gesättigten Aktivkohle. Die Aktivkohle im Filter muss regelmäßig gewechselt werden, um einen ordnungsgemäßen Betrieb zu gewährleisten. Der Filter ist so konstruiert, dass dies normalerweise im Rahmen der planmäßigen Wartung durchgeführt wird. Die freigesetzte Aktivkohle ist Abfall, der vom Lieferanten regeneriert werden kann, ansonsten aber verbrannt werden muss.
- 3 Energieverbrauch: Das Pumpen des Wassers durch den Filter verbraucht Strom.
- 4 Wie alle Arbeiten im Freien birgt auch der Austausch von Aktivkohle ein gewisses Risiko. Beim Umgang mit gesättigter Aktivkohle müssen arbeitshygienische Aspekte berücksichtigt werden.

7.4.2 Nachbehandlung von Produktionswasser mit anderen Techniken

In diesem Abschnitt werden weitere mögliche Maßnahmen zur Milderung der Folgen der Nachbehandlung von Produktionswasser erörtert. Damit wird der Aufforderung der UVP-Kommission auf Seite 5 ihres Gutachtens entsprochen, aufzuzeigen, welche Abhilfemaßnahmen möglich sind, wie z. B. die Filterung und/oder Wiedereinleitung des Abwassers. Dieser Absatz behandelt dies zusätzlich zu dem, was bereits im UVE beschrieben wurde, siehe insbesondere Abschnitt 5.4.3 in Teil 2 des UVE.

In den letzten Jahren wurden verschiedene Studien über die zusätzliche Behandlung von Produktionswasser, das auf Offshore-Plattformen abgeleitet wird, durchgeführt, darunter der CIW-4-Bericht⁴⁵. Darüber hinaus hat die Europäische Kommission vor kurzem das europäische BVT-Leitliniendokument⁴⁶ veröffentlicht, das einen Leitfaden für die besten verfügbaren Techniken (BVT) für die Onshore- und Offshore-Öl- und Gasförderung enthält. Der BVT-Leitfaden nennt eine Reihe von BVT-Maßnahmen für die Einleitung von Produktionswasser, mit denen die Einleitung von Schadstoffen in Produktionswasser reduziert oder ganz vermieden werden kann.

Insgesamt stehen für die Nachbehandlung von Produktionswasser die folgenden Kategorien von Techniken zur Verfügung, um Kohlenwasserstoffe und/oder Schwermetalle aus dem Wasser zu entfernen. Für eine detailliertere Beschreibung dieser Techniken wird auf die genannte Literatur verwiesen, in der die beabsichtigten Aktivitäten beschrieben werden.

- Maßnahmen zur Vermeidung oder Begrenzung der Freisetzung großer Mengen von Produktionswasser. Dazu gehören mechanische Wasserabschaltungen für Brunnen, die viel Wasser produzieren. Bei der mechanischen Wassersperre werden die in der wasserführenden Zone befindlichen Bohrlöcher verschlossen. Aufgrund der zu erwartenden Eigenschaften der Felder im N05-Gebiet ist nicht damit zu rechnen, dass die Bohrungen viel Formationswasser fördern werden. Sollte dies der Fall sein, wird ONE-Dyas untersuchen, mit welchen Maßnahmen die Menge des geförderten Formationswassers reduziert werden kann.
- Techniken zur Verringerung von dispergiertem Öl im eingeleiteten Wasser. Dazu gehören Schwerkraftabscheider, Abschäumer, Hydrozyklone und Zentrifugen. Bei der Konstruktion der Plattform N05-A wird bereits ein Skimmer eingesetzt, der den Ölgehalt im Wasser weit unter den gesetzlich vorgeschriebenen Wert von 30 mg pro Liter senken soll. Das nachträgliche Einschalten eines Hydrozyklons oder einer Zentrifuge ist kaum effektiv, da es ähnliche Abscheideergebnisse wie ein Skimmer erzielt.

⁴⁵ State of the Art Offshore Production Water Oil and Gas Production Industry, Ausschuss für integrierte Wasserwirtschaft, CIW 4, 2002, <https://www.helpdeskwater.nl/publish/pages/130573/ciw42002-02offshore.pdf>

⁴⁶ Leitfaden der Europäischen Kommission zu den besten verfügbaren Techniken für die vorgelagerte Exploration und Förderung von Kohlenwasserstoffen. https://ec.europa.eu/environment/integration/energy/pdf/hydrocarbons_guidance_doc.pdf

- Techniken zur Verringerung des Gehalts an gelösten Kohlenwasserstoffen wie Benzol und anderen Aromaten im Produktionswasser zusätzlich zum dispergierten Öl. Dazu gehören die Membranfiltration, die Makroporöse Polymerextraktion (MPPE), Absorptionsfilter oder Dampfstrippen. Diese Techniken sind wirksam, um die Ableitung sowohl von dispergiertem Öl als auch von gelösten Kohlenwasserstoffen wie Aromaten zu verringern, wobei der Kohlenwasserstoffgehalt um 90 % oder mehr gesenkt werden kann⁴⁷, aber sie erfordern Aufmerksamkeit und können zur Entstehung gefährlicher Abfälle führen. Für die Anwendung von Techniken auf unbemannten Plattformen ist es eine Voraussetzung, dass die Technik robust ist und so wenig wie möglich Eingriffe des Bedienpersonals erfordert. Unter Berücksichtigung dieser Anforderungen hat sich ONE-Dyas für den Einsatz eines Aktivkohle-Adsorptionsfilters entschieden. ONE-Dyas hat bereits auf einer anderen Offshore-Plattform Erfahrungen mit einem solchen Filter gesammelt. Ein Vorteil der Aktivkohlefiltration ist, dass sie auch bestimmte Metalle aus dem Produktionswasser entfernt. Es ist davon auszugehen, dass mit den anderen Techniken dieser Kategorie ähnliche Reduzierungen erzielt werden können.
- Wiedereinleitung von Produktionswasser in ein Reservoir. Bei der Re-Injektion von Produktionswasser von Gasplattformen wird ein Teil oder das gesamte freigesetzte Produktionswasser in das Ursprungsreservoir re-injiziert, um zu verhindern, dass alle im Produktionswasser enthaltenen Stoffe ins Meer gelangen. Die Wiedereinspeisung kommt nur in Frage, wenn eine geförderte Quelle als Einspeisequelle zur Verfügung steht. Außerdem muss das Reservoir für eine sichere und nachhaltige Speicherung des eingespritzten Wassers geeignet sein. Die Wiedereinleitung von Produktionswasser ist in den Niederlanden an Richtlinien gebunden und bedarf einer Genehmigung. Sobald ein geeignetes Reservoir zur Verfügung steht, das im Laufe der Gasförderung bei N05-A erschöpft wurde, wird ONE-Dyas prüfen, ob dort Produktionswasser wieder eingeleitet werden kann.
- Die Ableitung des Produktionswassers zur Aufbereitung an Land ist nur für geringe Mengen an produziertem Wasser eine praktikable Option, zumal geplant ist, die Plattform N05-A so weit wie möglich unbemannt zu betreiben. Dies geht auch aus den EU-Leitlinien⁴⁶ hervor.

7.5 Übersicht neue VKA

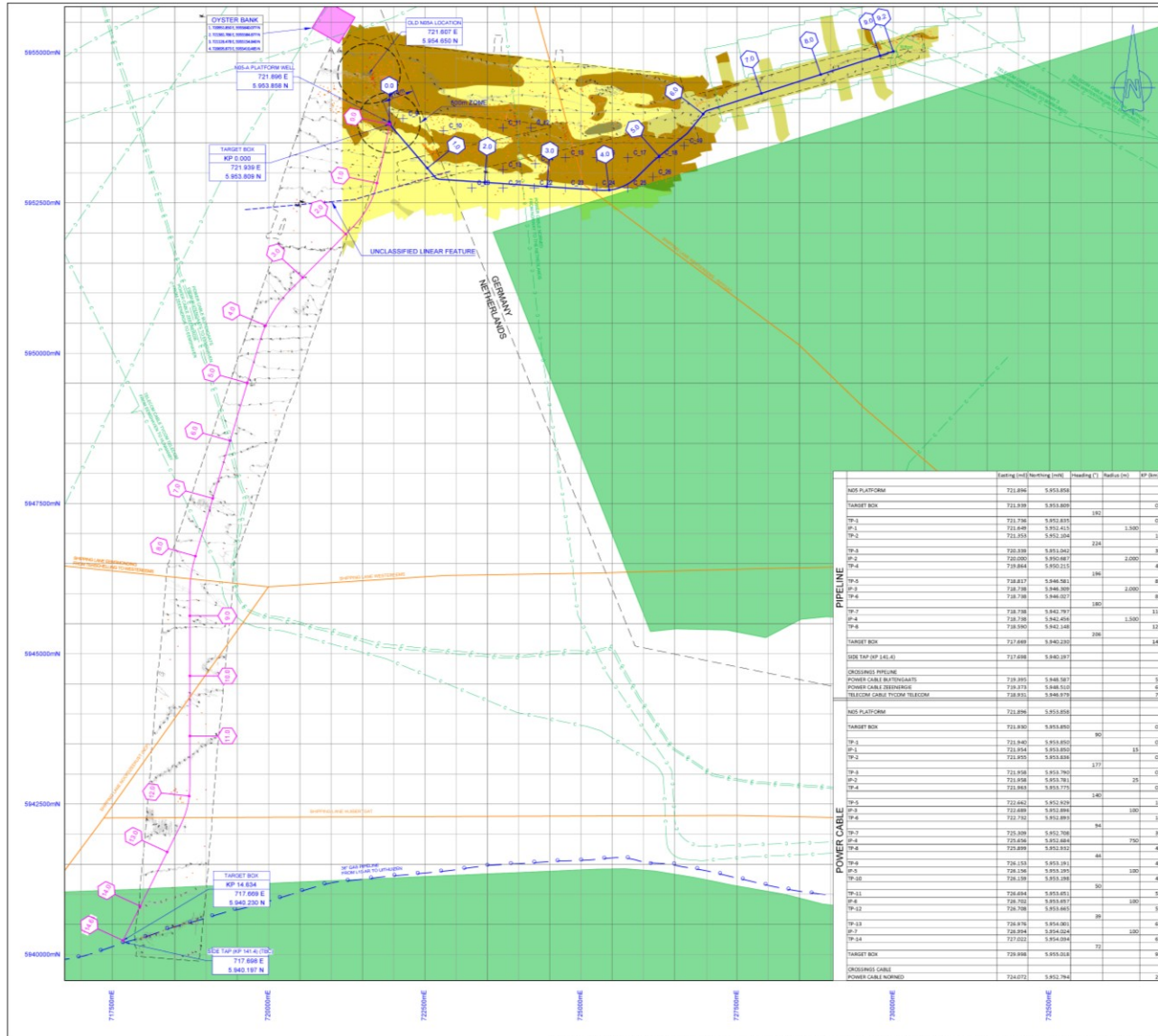
Die neue bevorzugte Alternative für das Projekt N05-A ist in Tabelle 7-4 dargestellt. Die Abschnitte, die gegenüber der ursprünglichen UVE geändert wurden, sind fett gedruckt.

Tabelle 7-4: Gliederung der VKA für das Projekt N05-A

Projektphase	Komponenten und Aktivitäten
Bauphase	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Installation einer neuen kombinierten Gasförder- und -umschlagsplattform an einem neuen, südlicheren Standort. ▪ Die Plattform wird elektrifiziert, wobei der erforderliche Strom vom deutschen Windpark Riffgat geliefert wird. ▪ Beim Rammen der Verankerungspfähle wird ein Blasenschirm oder eine andere Maßnahme eingesetzt, um die niederländischen und deutschen Anforderungen an den Unterwasserlärm zu erfüllen. Die VSP-Studie wird nicht durchgeführt. ▪ Verlegung und Anschluss einer Gasleitung an die bestehende NGT-Haupttransportleitung. Die Pipeline wird mittels mechanischem Grabenaushub oder Jetting vergraben. ▪ Verlegung und Aushebung eines Stromkabels zum deutschen Windpark Riffgat

⁴⁷ OSPAR Commission 2013, Background Document concerning Techniques for the Management of produced water from Offshore Installations. Veröffentlichung Nummer 602.

Projektphase	Komponenten und Aktivitäten
Phase der Bohrung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bohren und Testen von 12 Gasbohrungen und 12 Nebenbohrungen. Die Bohrungen dienen dazu, das Gasfeld N05-A in Produktion zu bringen und zu untersuchen, ob die umliegenden Vorkommen gasführend sind. Wenn die Schürfstellen förderbare Erdgasmengen enthalten, werden sie auch in die Förderung aufgenommen. ▪ Die Bohrungen und Nebenbohrungen werden mit Ausnahme der Vorbohrungen mit einem elektrischen Bohrgerät niedergebracht. Der benötigte Strom wird aus dem deutschen Windpark Riffgat geliefert. ▪ Während des Vortriebs der Leitungen werden die Anforderungen an den Unterwasserlärm erfüllt, wenn nötig durch die Anwendung von Minderungsmaßnahmen. ▪ Bohrklein und ölhaltiger Bohrschlamm werden per Schiff an Land transportiert. Bohrklein und Bohrschlamm auf Wasserbasis werden per Schiff transportiert. ▪ Die Bohrungen werden in Serien- oder Batchbohrungen durchgeführt.
Produktionsphase	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Gewinnung und Aufbereitung von Erdgas aus dem Gasfeld N05-A und aus den gasführenden Prospekten. ▪ Umleitung des geförderten Erdgases per Pipeline in die bestehende NGT-Pipeline.
Transporte	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Versorgung der Plattform N05-A mit Versorgungsschiffen aus Eemshaven (bevorzugt) oder Den Helder (optional). ▪ Besuch der Plattform N05-A per Hubschrauber von Eemshaven (bevorzugt) oder Den Helder (optional).
Beendigung und Demontage	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Verschließen der Bohrlöcher und Abteufen bis unter den Meeresboden. ▪ Reinigung und Entfernung der Plattform. ▪ Entfernen Sie die Gasleitung und das Stromkabel oder lassen Sie sie an Ort und Stelle, je nach den zu diesem Zeitpunkt geltenden Rechtsvorschriften.



REFERENCES

N05A-7-51-0-72050-01-06 Pipeline alignment sheet - Alternative platform location - Buried option
 - based D1-02
 N05A-7-51-0-72051-01 Alternative platform location - Approach drawing @ N05A
 N05A-7-51-0-75052-01 Alternative platform location - Approach drawing @ NGT

CODE

L00220H-583_A1_1905_UTM31-EDD60_LAT_MB_40.5 EXTRA POLYGON
 L00220H-583_A2_1905_UTM31-EDD60_LAT_MB_40.5 EXTRA POLYGON
 L00220H-583_A3_1905_UTM31-EDD60_LAT_MB_40.5 EXTRA POLYGON
 L00220H-583_A4_1905_UTM31-EDD60_LAT_MB_40.5 EXTRA POLYGON
 L00220H-583_A5_1905_UTM31-EDD60_LAT_MB_40.5 EXTRA POLYGON
 N05A-7-51-0-72059-01-02 Seabed Features - N05a - Riffgat OWP

LEGEND

GENERAL

- KILOMETER MARKER
- PIPELINE: N05A - NGT
- CABLE: N05A - RIFFGAT
- BOUNDARY OF SURVEY AREA
- EXISTING PIPELINE
- EXISTING CABLE
- SHIPPING LANE RIJKSWATERSTAAT
- ROCKDUMP
- NATURA2000
- DYSTERBANK

Infillational fine sand (AS.23)
 Infillational coarse sediment (AS.13)
 Infillational coarse sediment (AS.13) with scattered areas of infillational mixed sediment (AS.43)
 Infillational mixed sediment (AS.43)

BATHYMETRY AND SEABED FEATURES

- 0.5 CONTOUR LINE AT 1m INTERVAL
- SONAR CONTACT
- DEPRESSION
- MOUND
- AS-FOUND WELLHEAD
- CONE PENETRATION TEST
- VIBRE CORE
- MAGNETIC ANOMALY
- WRECK

GEODETTIC PARAMETERS

PROJECTED CRS: EDD60/UM zone 31N (EPSG: 23031)
 Horizontal Datum Name: European Datum 1956 North Sea - UKCS
 Projection Name: Universal Transverse Mercator

Ellipsoid: International 1924 (Hayford 1909)
 Semi major axis: 6 378 388.000
 Semi minor axis: 6 356 911.146
 Inverse Flattening: 1 / 297 002
 Earthwaily flattening: 0.009 727 870
 Scale factor on G.M.: 0.999 6

WGS84 to EDD60 TRANSFORMATION UKCS (EPSG: 1311)

KEYPLAN

Rev	Date	Description	SwfV	Eng	Check	Appr	Client
07	21-12-2021	NATURA 2000 ADDED	SwfV				UK
06	15-12-2021	RP NUMBERS ADDED + COORDINATES	SwfV				DK
05	14-12-2021	PIPELINE AND CABLE RELOCATED	SwfV				DK
04	22-09-2021	CPT AND VC ADDED/PLT RELOC.	SwfV				DK
03	16-09-2021	PLATFORM LOCATION D ADDED	SwfV				DK

enersea Client: ONEDyas B.V.
 Project: N05A - TO NGT PIPELINE
 Document: Pipeline Route - Overall Field Layout Alternative platform location

Scale: 1:30000
 Size: A1

Project number: 19018 Document Number: N05A-7-51-0-72510-02

Abbildung 7-6: Übersichtskarte mit dem neuen Standort der Plattform und den geänderten Kabel- und Pipelinetrassen

8 Folgenabschätzung neue VKA

Die modifizierte VKA hat Auswirkungen auf verschiedene Umweltthemen. Dies kann sowohl ein positiver als auch ein negativer Effekt sein. Im Folgenden wird für jedes in der ursprünglichen UVP untersuchte Umweltthema untersucht, ob die geänderte VKA Auswirkungen auf dieses Thema hat, und wenn ja, welche Auswirkungen und in welchem Umfang. In Abschnitt 8.2 werden dann die ursprüngliche und die geänderte VKA verglichen, und schließlich werden in Abschnitt 8.3 beide VKAs bewertet.

8.1 Relevante Umweltthemen

8.1.1 Unterwasserlärm

Die Aktivitäten im Rahmen des Plans führen zu Unterwasserlärm (siehe Kapitel 3 von Teil 2 des EIR). Dies ist hauptsächlich auf das Rammen der Ankerpfähle für die Plattform, das Rammen der Leitungen und die Ausführung der VSP zurückzuführen.

Die Entfernung der VSP verbessert die Leistung der VKA im Vergleich zur ursprünglichen VKA, da sie eine der Quellen für Unterwassergeräusche beseitigt. Die Gesamtzahl der Tage, an denen Schweinswale gestört werden, geht um 15-20 % zurück.

Der neue, südlichere Standort der Plattform wird nicht zu wesentlich anderen Konturen für den Unterwasserlärm führen, da die Bedingungen am ursprünglichen und am neuen Standort in Bezug auf Wassertiefe und Meeresboden ähnlich sind. Da der neue Standort weiter südlich liegt, fallen die Konturen über andere Gebiete im niederländischen und deutschen Teil der Nordsee. Um die Folgen zu ermitteln, berechnete TNO den Unterwasserlärm für die beiden verbleibenden Unterwasserlärmquellen, d. h. den Lärm, der beim Rammen der Gründungspfähle und der Leitungen entsteht, neu. Der TNO-Bericht ist in Anhang 5 dieser Beilage enthalten.

Die Berechnungen von TNO zeigen, dass die Auswirkungen des Unterwasserlärms am ursprünglichen und am neuen Standort ähnlich sind.

Niederlande:

- Der Unterwasserlärm, der beim Rammen der Ankerpfähle entsteht, überschreitet die ab 2023 geltende niederländische Lärmnorm (168 dB re 1 Pa_{2s}) um 3 dB. Mit Hilfe von auf dem Markt erhältlichen Lärmschutzmaßnahmen, wie z. B. einem Blasengitter, kann der Lärm auf ein Niveau unterhalb der Lärmschutznorm reduziert werden. Während des Vortriebs der Seile bleibt der Unterwasserlärm unter der Lärmschutznorm.
- Die berechnete Gesamtzahl der Tage, an denen die Schweinswale durch das Rammen der Flachdachpfähle und Leitungsrohre gestört werden, beläuft sich auf 1446, wobei der ungünstigste Fall angenommen wird, dass alle Störungen im Frühjahr auftreten, wenn die Schweinswalsdichte in dem Gebiet am höchsten ist. Nach der Kader Ecologie en Cumulatie (KEC)-Annäherungsformel für niederländische Offshore-Windparks könnte das N05-A-Projekt zu einem zusätzlichen Rückgang der Schweinswalpopulation um 1,8 Individuen bei einer geschätzten Gesamtpopulation von 51.000 Schweinswalen im niederländischen Teil der Nordsee führen. Dieser Beitrag ist so gering, dass die Gesamtstörung aus allen Quellen in der Nordsee weit unter dem von der niederländischen Regierung festgelegten Grenzwert liegt, der besagt, dass die Population mit 95 %iger Sicherheit nicht weiter als 95 % der gesamten neuniederländischen Schweinswalpopulation (schätzungsweise 51 000 Tiere) abnehmen wird.

Deutschland:

- Der Unterwasserlärm, der beim Rammen der Ankerpfähle entsteht, überschreitet die deutsche Lärmschutznorm (160 dB re 1 Pa_{2s}) um 8 dB, berechnet ab der deutsch-niederländischen Grenze (1250 Meter). Während der Fahrt der Leiter beträgt die Überschreitung 1 dB. Diese Überschreitungen können mit Hilfe der auf dem Markt erhältlichen Lärmschutzmaßnahmen auf ein Niveau unterhalb der Lärmschutznorm reduziert werden.

- In Deutschland ist die Störung von Schweinswalen in Natura-2000-Gebieten ebenfalls verboten. Für die Natura 2000-Gebiete in der Umgebung des Plangebiets gilt, dass nicht mehr als 10 % der

Bevölkerung in dem betreffenden Gebiet. Ohne Abhilfemaßnahmen wird dieser Standard im Natura 2000-Gebiet Borkum Riffgrund durch die Rammung der Jacquard-Pfähle überschritten werden. Durch die Maßnahmen, die bereits zur Erreichung der niederländischen und deutschen Normen erforderlich sind, wird die Überschreitung in Borkum Riffgrund ebenfalls unter die 10 %-Grenze gesenkt. In anderen deutschen Natura-2000-Gebieten gibt es keine Überschreitung der 10%-Grenze.

Abschwächende Maßnahmen

Die berechneten Überschreitungen der niederländischen und deutschen Lärmnormen können durch auf dem Markt erhältliche Maßnahmen gemildert werden. In Abschnitt 3.5 von Teil 2 des MER werden die möglichen Maßnahmen erörtert. ONE-Dyas ergreift wirksame Maßnahmen, um die Lärmschutzanforderungen zu erfüllen.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Größe des durch Unterwasserlärm gestörten Gebiets der geänderten VKA ist aufgrund der Streichung der VSP-Studie 15 bis 20 % kleiner als die der ursprünglichen VKA. Die Auswirkungen des Rammens der Ankerpfähle und der Leitungen sind ähnlich. ONE-Dyas wird für das Rammen der Ankerpfähle und der Leitungen Maßnahmen zur Lärminderung ergreifen, um die Lärmstandards einzuhalten.

Die Folgenabschätzung für den entstehenden Unterwasserlärm wird unter dem Thema Natur in Abschnitt 8.1.7 durchgeführt. Der Grund dafür ist, dass der Unterwasserlärm an sich keine Auswirkungen auf die Umwelt hat, aber die Lärmemissionen können sich direkt oder indirekt auf die Natur auswirken.

8.1.2 Lärm von oben

Die Aktivitäten im Rahmen des Plans führen zu Überwasserlärm (siehe Kapitel 4 von Teil 2 der UVE). Da die Aktivitäten in der ursprünglichen und der geänderten VKA gleich sind, ist auch der Überwasserlärm der ursprünglichen und der geänderten VKA derselbe. Die Lärmkonturen um den Bahnsteig bleiben daher unverändert. Da ein neuer, südlicher gelegener Standort für die Plattform gewählt wurde, liegen die Konturen an einer etwas anderen Stelle. Die Entfernung zur Küste (19 km) ist immer noch groß im Vergleich zur maximalen Wirkungsentfernung (weniger als 2 km), so dass der Lärm am Standort der Plattform keine Auswirkungen auf das Land hat.

Der neue, südlichere Standort könnte im Prinzip für die Auswirkungen auf die Trauerente relevant sein, da er näher am Nahrungsgebiet der Trauerente liegt. Dies wurde in Kapitel 4 dieser Ergänzung untersucht. Dabei hat sich gezeigt, dass der neue, südlichere Standort - ebenso wie der ursprüngliche Standort - keine nennenswerten negativen Auswirkungen auf die Trauerente haben wird.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Größe des vom Überkopf-Lärm gestörten Bereichs ist bei der ursprünglichen und der modifizierten VKA vergleichbar. Die Bewertung der Auswirkungen des erzeugten Überkopf-Lärms wird unter dem Thema Natur in Abschnitt 8.1.7 durchgeführt. Der Grund dafür ist, dass der Überwasserlärm an sich keine Umweltauswirkungen hat, aber die Lärmemissionen können sich direkt oder indirekt auf die Natur auswirken.

8.1.3 Emissionen in das Wasser

Der Plan wird vor allem während der Bohr- und Produktionsphase zu Emissionen in das Wasser führen. In der ursprünglichen Umweltverträglichkeitsstudie wurden die folgenden Quellen in groben Zügen berücksichtigt (siehe Kapitel 5 von Teil 2 der Umweltverträglichkeitsstudie):

- Emissionen in das Wasser werden in der Bohrphase hauptsächlich durch die Ableitung von Bohrklein und Bohrspülung auf Wasserbasis verursacht. Außerdem werden Sanitärabwässer aus den Personaleinrichtungen sowie Regen- und Scheuerwasser von den Decks der Bohrplattform nach der Behandlung abgeleitet.
- Emissionen in das Wasser in der Produktionsphase werden durch die Ableitung von Produktionswasser verursacht, das bei der Gasaufbereitung freigesetzt wird. Außerdem werden

Regen- und Waschwasser von den Decks der Produktionsplattform und Sanitärwasser aus den Unterkünften abgeleitet.

Bei der modifizierten VKA hat ONE-Dyas zwei Maßnahmen ergriffen, um diese Emissionen zu reduzieren:

- 1 Beseitigung von Bohrklein und Bohrschlamm anstelle der Entsorgung vor Ort. Durch diese Maßnahme wird dieser Emissionsfluss während der Bohrphase vollständig vermieden.
- 2 Installation eines Aktivkohlefilters zur Verringerung der Einleitung von Kohlenwasserstoffen und Schwermetallen aus dem Produktionswasser. Durch diese Maßnahme werden die Emissionen von Kohlenwasserstoffen und Schwermetallen in das Wasser während der Produktionsphase verringert (siehe Abschnitt 7.4).

Grundsätzlich beeinflusst auch der Ort der Entladung deren Auswirkungen. Da der ursprüngliche und der neue Standort nahe beieinander liegen (850 Meter) und die ozeanografischen Bedingungen wie Wassertiefe und Strömung an beiden Standorten ähnlich sind, ist dieser Unterschied nicht besonders auffällig. Es ist jedoch zu beachten, dass der südliche Standort weiter vom Austernsanierungsprojekt entfernt ist, so dass die Kohlenwasserstoff- und Schwermetallkonzentrationen am Austernsanierungsprojekt bei der Einleitung vom neuen Standort aus geringer sind.

Ökotoxikologische Bewertung der Ableitung von Produktionswasser

Zusätzlich zur Bewertung der Produkteinleitungen in der UVP wurde eine Studie über die ökotoxikologischen Auswirkungen der Produktionswassereinleitungen durchgeführt (siehe Kapitel 3 und Anhang 2). Diese ökotoxikologische Studie zeigt, dass die Konzentrationen in der unteren Wasserschicht so niedrig sind, dass sie weit unter der Norm (PNEC - Predicted No Effect Concentration) für Fische und Bodenorganismen bleiben. Signifikante Auswirkungen der Wassereinleitung auf Arten können daher ausgeschlossen werden.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Wasserabflüsse der modifizierten VKA sind aufgrund des Wegfalls der Ableitung von Bohrsplitt und Spülwasser sowie der Installation des Aktivkohlefilters wesentlich geringer. Aufgrund des neuen, südlicheren Standorts und des Aktivkohlefilters sind die Konzentrationen am Standort des Austernsanierungsprojekts ebenfalls niedriger als bei der ursprünglichen VKA.

Wie bei der UVP wird die Bewertung der Auswirkungen von Emissionen auf das Wasser unter dem Thema Natur in Abschnitt 8.1.7 durchgeführt. Der Grund dafür ist, dass die Emissionen an sich keine Auswirkungen auf die Umwelt haben, sich aber direkt oder indirekt auf die Natur auswirken können.

8.1.4 Meeresboden

Im Falle des Vorhabens wird der Boden lokal gestört, vor allem während der Installation der Plattform, der Verlegung der Gasleitung und des Stromkabels sowie der Durchführung der Bohrungen. In der ursprünglichen Umweltverträglichkeitsprüfung wurden die folgenden Aktivitäten in groben Zügen berücksichtigt:

- Platzierung der Förderplattform auf dem Meeresboden, Verlegung der Gaspipeline zur NGT-Pipeline und Verlegung des Kabels zum Windpark Riffgat (siehe Abschnitt 6.4.2 in Teil 2 der Umweltverträglichkeitsstudie);
- Platzierung der Bohrplattform auf dem Meeresboden (siehe Abschnitt 6.4.3 in Teil 2 des Umweltgutachtens);
- Ableitung von Bohrklein und Schlamm auf Wasserbasis. Insbesondere die grobe Fraktion des Bohrkleins sedimentiert in einem Gebiet von 3,5 ha um die Bohrplattform herum (siehe Abschnitt 6.4.3 von Teil 2 der Umweltverträglichkeitsstudie).

Beim modifizierten VKA hat ONE-Dyas zwei Maßnahmen ergriffen, die diese Störung beeinflussen:

- Beseitigung von Bohrklein und Schlamm. Infolgedessen wird die Sedimentation von abgelassenem Bohrklein auf dem Meeresboden um die Plattform herum nicht mehr vorkommen, wodurch die Bodenbedeckung durch Sedimentation um 3,5 ha verringert wird und die gesamte Bodenstörung des gesamten Projekts um etwa 15 % abnimmt. Es kann jedoch erforderlich sein, während des Bohrens vorübergehend eine zusätzliche Plattform neben der Bohrplattform zu installieren, um die Behälter mit dem zu entfernenden Bohrklein zwischenzulagern (siehe Abschnitt 7.2). Die Grundfläche dieser

vorübergehenden zusätzlichen Plattform liegt größtenteils in dem Bereich, der bereits durch die anderen Aktivitäten gestört wurde, und ist viel kleiner als der Bereich, der durch die Sedimentation gestört wurde.

- Verlegung des Bahnsteigs an einen Standort etwa 850 Meter südlich des ursprünglichen Standorts. Die Ausmaße der Bohr- und Förderplattform bleiben gleich, aber die Beeinträchtigung wird verringert.

Dies geschieht an einem Standort mit deutlich weniger Oberflächengestein. Aufgrund der kürzeren Pipeline verringert sich die während des Baus gestörte Fläche geringfügig (um mehr als 1 ha). Die Größe der durch die Verlegung des Kabels gestörten Fläche in der ursprünglichen VKA ist mit der in der geänderten VKA vergleichbar, da das Kabel ungefähr gleich lang bleibt.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Das Ausmaß der Bodenbeeinträchtigung in der geänderten VKA ist mit dem der ursprünglichen VKA vergleichbar, findet aber in einem Gebiet mit wesentlich weniger großen Steinen auf dem Meeresboden statt. Der nördliche Teil der Pipeline umgeht aufgrund der neuen Lage auch Gebiete mit vielen Steinen. Für das Kabel wurde ein möglichst steinfreier Weg gefunden. Wie in der UVP wird die Folgenabschätzung der Bodenbeeinträchtigung unter dem Thema Natur in Abschnitt 8.1.7 durchgeführt. Der Grund dafür ist, dass die Störung des Bodens an sich keine Auswirkungen auf die Umwelt hat, aber direkte oder indirekte Auswirkungen auf die Natur haben kann.

8.1.5 Emissionen in die Luft

Der Plan wird zu Emissionen in die Luft führen, insbesondere während der Bauphase und, in geringerem Maße, während der Bohr- und Produktionsphase. Im ursprünglichen EIR wurden die Luftemissionen in Kapitel 7 von Teil 2 des EIR beschrieben. Die Auswirkungen der NO_x- und NH₃-Emissionen auf die Stickstoffdeposition werden auch in Kapitel 5 dieser Ergänzung beschrieben.

Bei der modifizierten VKA hat eine Komponente einen gewissen Einfluss auf die Emissionen in die Luft. Die Emissionen in die Luft nehmen aufgrund der zusätzlichen Kanäle für die Entsorgung von Bohrklein leicht zu (siehe Abschnitt 7.2). Gemessen an den Gesamtemissionen ist dies ein kleiner Unterschied.

Die neue, südlichere Lage wird sich im Prinzip auch auswirken. Die Luftuntersuchungen der ursprünglichen Umweltverträglichkeitsprüfung haben jedoch gezeigt, dass die potenziell schädlichen Konzentrationen von Luftschadstoffen am Boden weit unter den Standardwerten liegen. Da der neue Standort immer noch eine beträchtliche Entfernung von der Küste aufweist (19 km gegenüber 20 km), ist dieser Unterschied nicht signifikant. Der neue Standort wird auch zu einem leichten Anstieg der Stickstoffablagerung in Natura-2000-Gebieten an Land führen. Dieser Effekt wurde bei der Neuberechnung der Stickstoffdeposition in Kapitel 5 dieser Ergänzung berücksichtigt.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Emissionen in die Luft der ursprünglichen und der geänderten VKA sind nahezu gleich, da an beiden Standorten ähnliche Emissionen in die Luft entstehen. Die Auswirkungen auf die Luftqualität unterscheiden sich auch bei einer Verlagerung um 850 Meter nicht wesentlich, da ein südlicherer Standort immer noch einen ausreichenden Abstand zum Land aufweist. Auch die geringere Entfernung zum Land hat nur marginale Auswirkungen auf die Stickstoffdeposition in Natura-2000-Gebieten an Land. Daher sind die Emissionen in die Luft bei der Betrachtung der ursprünglichen und der geänderten VKA nicht zu unterscheiden.

Die Bewertung in der Umweltverträglichkeitsprüfung war (soweit zutreffend) für alle Varianten in allen Phasen des Projekts neutral (0), da der Beitrag zur Hintergrundkonzentration vernachlässigbar ist und die Luftqualitätsanforderungen in dem Gebiet nicht überschritten werden. Dieser Wert bleibt für die modifizierte VKA gleich.

8.1.6 Energie und Klima

Für Energie und Klima gilt dasselbe wie für die Emissionen in die Luft (8.1.5). Die zusätzlichen Fahrten von Versorgungsschiffen für den Abtransport von Bohrklein und Schlamm werden den Ausstoß von Treibhausgasen leicht erhöhen.

Ein anderer Standort hat keinen Einfluss auf das Klimathema, denn der Ausstoß von Treibhausgasen ist ein globales Problem. Daher ist der Ort, an dem die Treibhausgase emittiert werden, nicht wichtig.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Treibhausgasemissionen der ursprünglichen und der modifizierten VKA sind nahezu gleich, da beide

VKA ähnliche Emissionen aufweisen. Daher sind die Treibhausgasemissionen für die Bewertung zwischen der ursprünglichen und der modifizierten VKA nicht unterscheidbar.

Die UVP-Bewertung war überwiegend leicht negativ (ein Minus), da der Beitrag zu den Treibhausgasemissionen relativ gering ist. Lediglich die Varianten mit eigener Energieerzeugung auf der Bohr- und Förderplattform erhielten aufgrund ihres relativ hohen Beitrags zwei Minuspunkte. Dieser Wert bleibt für die modifizierte VKA gleich.

8.1.7 Natur

Die geplanten Aktivitäten werden sich auf die natürlichen Werte in dem Gebiet auswirken. Das Ausmaß des Einflusses und die Auswirkungen auf die Natur wurden im Rahmen der UVP für das Projekt N05-A untersucht, insbesondere in der Naturprüfung (Anhang M9 zu Teil 2 der UVP). Der Naturtest enthält eine ausführliche Beschreibung der vorhandenen Naturwerte sowie eine detaillierte Beschreibung und Bewertung der Auswirkungen. Die Ergebnisse der Naturprüfung sind in Kapitel 9 von Teil 2 des EIR zusammengefasst.

In diesem Abschnitt werden die Auswirkungen der angepassten VKA auf die Natur pro Maßnahme im Vergleich zur ursprünglichen VKA erörtert. Alle Maßnahmen, die ONE-Dyas im Rahmen der angepassten VKA ergreift, zielen (teilweise) darauf ab, die Auswirkungen auf die Natur zu verringern.

8.1.7.1 Neuer Standort des südlichen Bahnsteigs

Bei der geänderten VKA wird der Standort der Plattform etwa 850 Meter südlich des ursprünglichen Standorts verlegt, da sich dort wesentlich weniger (große) Steine auf dem Meeresboden befinden. Der Standort der Plattform liegt im Bereich der Borkumer Steine, wo im Gegensatz zur übrigen Nordsee (mit Ausnahme der Kleebank) Steine geogene Riffe bilden können (Lebensraumtyp H1170). Steine können mit Hartsubstratfauna bedeckt sein und stellen daher einen wichtigen Naturwert dar. Um als Lebensraumtyp H1170 eingestuft zu werden, müssen die Dichte der Steine und die Fläche bestimmte Kriterien erfüllen⁴⁸. Die Wahl des Standorts dieser Plattform wird in Abschnitt 7.1 beschrieben. Die Verlagerung ist vor allem während der Bauphase von Bedeutung, betrifft aber auch die anderen Projektphasen. Die Verlagerung betrifft die folgenden Aspekte des Themas Natur.

Boden (Störung, Oberflächenverlust und Veränderung der Sedimentdynamik)

Die wichtigsten Auswirkungen auf den Boden, die sich aus dem Aufstellen der Förder- und Bohrplattform ergeben, sind die Störung des Bodens durch das Aufstellen und die Abdeckung durch die Beine. Außerdem wird um die Plattformbeine herum eine Steinschüttung angebracht, um die Bildung von Erosionsgruben durch die Strömung zu verhindern. Der neue Standort bedeutet auch, dass sich die Trassenführung der Pipeline und der Kabel ändern wird: Die Gaspipeline wird aufgrund ihrer südlicheren Lage etwa 550 Meter kürzer sein. Die Kabeltrasse bleibt in etwa gleich lang, aber es wurde eine neue, südlichere Trasse gewählt.

Bei der Verlagerung bleibt die Fläche des gestörten Bereichs gleich, aber die Störung findet an einem Ort statt, an dem deutlich weniger (große) Steine auf der Oberfläche liegen. Durch die kürzere Rohrleitung wird die Fläche, die während des Baus gestört wird, geringfügig verkleinert, aber auch ein Bereich mit großen Steinen an der Oberfläche vermieden. Da die Länge des Stromkabels ungefähr gleich bleibt, bleibt auch die Fläche, die während des Baus gestört wird, gleich. Außerdem ist die Fläche der Muschelbänke (*la-nice conchilega*), die gestört wird, bei der neuen Trasse wesentlich kleiner, da sie einen kleineren Teil durch ein Gebiet führt, in dem Muschelbänke vorkommen (die braune Fläche auf der Karte in Abbildung 7-3). Auf der Grundlage einer im November 2021 durchgeführten Untersuchung des Meeresbodens wurde eine Trasse für das Kabel ausgewählt, die einen ausreichenden Abstand zu größeren Steinen auf dem Meeresboden einhält (siehe Abschnitt 7.1). Bei der Verlegung des Kabels wird ein 3 Meter breiter und 9,4 Kilometer langer Streifen Land beeinträchtigt.

Aus der Untersuchung lässt sich schließen, dass es am Standort der Plattform und der Kabeltrasse keinen Lebensraumtyp H1170 Riffe des offenen Meeres gibt. Die Dichte der Steine und die Oberfläche der Steinfelder entsprechen nicht den zuvor genannten Kriterien.

Im Vergleich zum ursprünglichen Standort des Bahnsteigs schneidet der neue Standort deutlich besser ab, weil die Aktivitäten an einem Ort stattfinden, an dem deutlich weniger große Steine auf der Oberfläche liegen, und weil

⁴⁸ https://www.natura2000.nl/sites/default/files/profielen/Habitattypen_profielen/Profiel_habitattype_1170_2014.pdf

die Fläche der Muschelbänke (*Lanice conchilega*), die gestört wird, ist kleiner. Verglichen mit der Referenzsituation tritt immer noch eine nicht signifikante Störung auf.

Stickstoffablagerung

Der neue Standort hat keine Auswirkungen auf Art und Umfang der Stickstoffemissionen, aber da der neue Standort etwas näher am Land liegt, erhöht er die Stickstoffablagerung in Natura-2000-Gebieten in sehr begrenztem Umfang. Der Unterschied in der Ablagerung im Vergleich zum ursprünglichen Standort der Plattform ist vernachlässigbar.

Störung von (Meeres-)Säugetieren Unterwasserlärm

Unterwasserlärm entsteht durch Rammarbeiten bei der Installation der Verankerungspfähle der Förderplattform und der Leitungen für die Gasbohrungen. Im Vergleich zum ursprünglichen Standort der Plattform bleibt die Lautstärke des durch die Rammarbeiten verursachten Unterwasserlärms gleich, aber er findet an einem anderen Ort statt. TNO hat berechnet, dass der Unterschied in den Auswirkungen auf Meeressäuger am ursprünglichen und am neuen Standort der Plattform vernachlässigbar ist (siehe Abschnitt 8.1.1).

Störung von Seevögeln durch Lärm und Anwesenheit (Licht und optische Störung)

Seevögel werden durch den Lärm, das Licht und die Anwesenheit der Plattform sowie durch die Bautätigkeiten der Anlagen gestört. Der Lärm wird durch die Rammarbeiten und die Aktivitäten während des Baus, der Bohrungen und in geringerem Maße der Gasförderung verursacht. Die Anwesenheit der Plattform und der Transport per Schiff und Hubschrauber sind ebenfalls Störquellen. Im Vergleich zum ursprünglichen Standort der Plattform bleibt die Lautstärke des Unterwasserlärms gleich, findet aber an einem anderen Ort statt. Da dieser Standort näher an der Küste liegt, könnten dies Auswirkungen auf die Nahrungssuche von Seevögeln, insbesondere von Trauerenten, haben. Da der neue Standort immer noch in tiefem Wasser und in ausreichender Entfernung von der Küste und damit von Seevogelkonzentrationsgebieten liegt, sind die Auswirkungen auf die Störung im Vergleich zum ursprünglichen Standort gering bis vernachlässigbar (siehe Kapitel 4).

Projekt zur Wiederherstellung von Austern

Der Vorschlag von ONE-Dyas kann sich aufgrund von Unterwasserlärm, Sedimentation und Trübung durch abgeleitetes Bohrklein und Bohrschlamm auf das Austernbergungsprojekt von WWF und ARK nördlich des Plattformstandorts auswirken. Der neue Standort ist 1500 Meter vom Austernsanierungsprojekt entfernt, also mehr als doppelt so weit wie der ursprüngliche Standort. Alle Elemente der geänderten VKA führen zu einer erheblichen Verringerung der Wahrscheinlichkeit möglicher Auswirkungen auf das Austernsanierungsprojekt im Vergleich zur ursprünglichen VKA:

- Der Unterwasserlärm nimmt durch die Streichung der VSP-Studie und durch die größere Entfernung ab. Da der Lärm quadratisch mit der Entfernung abnimmt, wird der Unterwasserlärm, der das Austernsanierungsprojekt erreicht, viermal kleiner.
- Trübung und Sedimentation werden verringert, indem freigesetztes Bohrklein und Schlamm entsorgt werden, anstatt sie ins Meer zu leiten.
- Mögliche Auswirkungen auf die Wasserqualität werden durch den größeren Abstand und die Platzierung des Aktivkohlefilters verringert.

8.1.7.2 Beseitigung von Bohrklein und Schlamm

Bei der modifizierten VKA werden Bohrklein und Bohrspülung auf Wasserbasis entsorgt, anstatt vor Ort ins Meer gekippt zu werden. Diese Maßnahme wird in Abschnitt 7.2 beschrieben und ist während der Bohrphase von Bedeutung. Die Maßnahme betrifft die folgenden Aspekte des Themas Natur.

Boden (Störung, Oberflächenverlust und Veränderung der Sedimentdynamik)

Die wichtigste Auswirkung der Einleitung auf den Boden ist die Bildung einer Sedimentschicht um die Bohrplattform in den Borkumer Steinen. Diese Sedimentschicht bedeckt die heutige benthische Fauna. Diese Sedimentation wird durch die Einleitung vollständig vermieden. Im Vergleich zur ursprünglichen VKA schneidet die Entfernung deutlich besser ab, da die Aktivitäten geringere Auswirkungen auf die

benthische Fauna, einschließlich der Muschelbänke, haben. Im Vergleich zur Referenzsituation ergeben sich keine weiteren Auswirkungen.

Wasser (Trübung und Verschmutzung)

Die Einleitung von Bohrklein und Schlamm führt zu Trübungen und Verunreinigungen der Wassersäule. Dies wird durch die Entsorgung vollständig vermieden. Im Vergleich zur ursprünglichen VKA schneidet die Entlastung deutlich besser ab, da die Aktivitäten einen geringeren Einfluss auf die Wasserqualität haben. Im Vergleich zur Referenzsituation ergeben sich keine weiteren Auswirkungen.

Stickstoffablagerung

Sieben zusätzliche Transporte pro Bohrloch sind für den Abtransport von wasserbasiertem Bohrklein und Schlamm erforderlich (siehe Abschnitt 5.2). Angesichts des relativ geringen Anstiegs der Stickstoffemissionen ist der Unterschied bei den Stickstoffemissionen und der Deposition im Vergleich zum ursprünglichen Standort der Plattform vernachlässigbar.

Störung von Seevögeln durch Lärm und Anwesenheit (Licht und optische Störung)

Im Prinzip führen die zusätzlichen Schiffsbewegungen zu einer zusätzlichen Störung der Seevögel. Angesichts des relativ geringen Anstiegs der Transportbewegungen und der Tatsache, dass die Schiffe weitgehend den Schifffahrtsrouten folgen, ist diese zusätzliche Störung im Vergleich zur ursprünglichen VKA jedoch begrenzt.

Projekt zur Wiederherstellung von Austern

Die Einleitung von Bohrklein und Schlamm führt zu geringfügigen Auswirkungen (erhöhte Trübung und Sedimentation) bei dem Austernsanierungsprojekt von WWF und ARK. Durch die Entlastung werden diese Auswirkungen vollständig vermieden.

8.1.7.3 Vertikale seismische Profilierung (VSP) wird nicht mehr durchgeführt

Die geänderte VKA verzichtet auf die Durchführung von VSP-Untersuchungen an den abgeteufte Bohrlöchern. Diese Maßnahme wird in Abschnitt 7.3 beschrieben und ist während der Bohrphase von Bedeutung. Die Maßnahme betrifft die folgenden Aspekte des Themas Natur.

Störung von (Meeres-)Säugetieren Unterwasserlärm

Unterwasserlärm wird bei der VSP-Forschung durch die Airgun verursacht, mit der Schallwellen in den Meeresboden gesendet werden. Dies verursacht Unterwasserlärm, der Arten wie den Schweinswal stören kann. Durch den Verzicht auf die Durchführung der VSP wird diese Störquelle vollständig beseitigt. TNO hat errechnet, dass dies die Gesamtzahl der Schweinswal-Störungstage für das gesamte Projekt um 15 bis 20 Prozent reduzieren wird (siehe Abschnitt 8.1.1).

Störung von Seevögeln durch Lärm und Anwesenheit (Licht und optische Störung)

Die Anwesenheit, der Lärm und das Licht der Schiffe, die in den VSP eingesetzt werden, führen im Prinzip zu einer zusätzlichen Störung von Seevögeln. Durch den Verzicht auf die VSP wird diese Störungsquelle beseitigt. Angesichts des relativ geringen Ausmaßes der Störung ist diese Verbesserung im Vergleich zur ursprünglichen VKA jedoch begrenzt.

Projekt zur Wiederherstellung von Austern

Durch den Verzicht auf die VSP wird die Störung durch den Unterwasserlärm der VSP beim Austernsanierungsprojekt von WWF und ARK verringert.

8.1.7.4 Zusätzliche Behandlung des Produktionswassers mit einem Aktivkohlefilter

In der modifizierten VKA wird das Produktionswasser in einem Aktivkohlefilter gereinigt, bevor es abgeleitet wird. Diese Maßnahme reduziert die Emissionen von Kohlenwasserstoffen und Metallen in das Wasser während der Produktionsphase (siehe Abschnitt 7.4). Diese Maßnahme ist in der Produktionsphase relevant und betrifft folgende Aspekte des Themas Natur.

Wasserverschmutzung

Beim Ablassen von Produktionswasser gelangen Spuren von Kohlenwasserstoffen und Metallen in die Wassersäule. Die Behandlung des Wassers im Aktivkohlefilter reduziert den Ausstoß von Kohlenwasserstoffen und Metallen. Im Vergleich zur ursprünglichen VKA schneidet die Behandlung im

Aktivkohlefilter deutlich besser ab, da sie die Auswirkungen auf die Wasserqualität verringert. Außerdem ist die Wirkung im Vergleich zum

Referenzsituation. Die Auswirkungen der Wasserverschmutzung wurden in der ökotoxikologischen Studie in Kapitel 3 untersucht, die zeigte, dass die Auswirkungen unter dem Standardwert (PNEC - Predicted No Effect Concentration) liegen.

Projekt zur Wiederherstellung von Austern

Die zusätzliche Wasseraufbereitung reduziert die Verschmutzung der Wassersäule im Austernprojekt von WWF und ARK. Die Auswirkungen sind auch hier minimal.

8.1.7.5 Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Auswirkungen der modifizierten VKA auf die Natur sind im Allgemeinen geringer als bei der ursprünglichen VKA. Eine Verbesserung tritt vor allem bei den Störfaktoren Unterwasserlärm, Lebensraumbeeinträchtigung, Verschmutzung der Wassersäule und bei den Auswirkungen auf das Austernsanierungsprojekt ein; die Beeinträchtigung der Vögel ist vergleichbar. Dies führt zu den folgenden Ergebnissen im Vergleich zur ursprünglichen VKA. Die Werte der ursprünglichen und der geänderten VKA werden im Hinblick auf die in der Umweltverträglichkeitsprüfung beschriebene Ausgangssituation gewichtet. Die Punktzahlen der ursprünglichen und der modifizierten VKA sind in der zusammenfassenden Punktetabelle am Ende des Kapitels enthalten (Tabelle8-1).

- Gebiete Habitattypen: Die Bewertung in der Umweltverträglichkeitsprüfung fiel während der Bau- und Bohrphase überwiegend leicht negativ aus (ein Minus), was auf die Bodenstörung, den Verlust von Fläche und die Veränderung der Sedimentdynamik zurückzuführen ist. Dies wurde sowohl durch das Aufstellen der Plattform als auch durch die Verlegung der Gaspipeline und des Kabels sowie durch die Sedimentation von Bohrklein verursacht. Da die geänderte VKA zu einer erheblichen Verringerung gegenüber der ursprünglichen VKA führt, wird diese als neutral bewertet, wenngleich eine begrenzte Verschlechterung gegenüber der Referenzsituation festzustellen ist.
- Gebiete Arten: Die Bewertung in der Umweltverträglichkeitsprüfung war während der Bohrphase überwiegend leicht negativ (ein Minus), was teilweise auf die Auswirkungen des Unterwasserlärms einschließlich der VSP-Untersuchung zurückzuführen ist. Durch den Wegfall der VSP entfällt die Störung von Arten durch die VSP-Erhebung in der geänderten VKA.
- Artenschutz: Die Bewertung in der Umweltverträglichkeitsprüfung war während der Bohrphase aufgrund der Auswirkungen des Unterwasserlärms einschließlich der VSP-Untersuchung überwiegend leicht negativ (ein Minus). Durch den Wegfall der VSP entfällt die Störung von Arten durch die VSP-Erhebung in der geänderten VKA.
- Stickstoffdeposition: Der Wert in der Umweltverträglichkeitsprüfung war während der Bau- und Bohrphase überwiegend leicht negativ (1 minus) und während der Produktion neutral (0). Obwohl die modifizierte VKA zu einem leichten Anstieg der Stickstoffablagerung im Vergleich zur ursprünglichen VKA führt, bleiben die Werte der modifizierten VKA gleich, da es immer noch eine begrenzte Verschlechterung im Vergleich zur Referenzsituation gibt.

8.1.8 Abfall

Das Projekt erzeugt Abfälle, insbesondere während der Bohr- und Rückbauphase. Im ursprünglichen UVE wurden die folgenden Quellen in groben Zügen berücksichtigt (siehe Kapitel 10 von Teil 2 des UVE):

- Bohrschlamm und Bohrklein auf Ölbasis während der Bohrphase;
- Nicht gefährliche Abfälle, einschließlich Hausmüll, Metallschrott und saubere leere Verpackungen in allen Phasen des Projekts;
- Gefährliche Abfälle, einschließlich gebrauchter Schmiermittel, ölverschmutzter Abfälle und Schlämme aus den Ställen während aller Projektphasen;
- Große Mengen an Schrott und auch andere Abfallströme während der Demontagephase.

In der geänderten VKA führt die Absicht, Bohrklein und Schlamm zu entsorgen, zur Entstehung eines



großen Abfallstroms. Die Zusammensetzung und der Umfang dieses Abfallstroms werden in Abschnitt 7.2) beschrieben. Bei der modifizierten VKA wird auch gesättigte Aktivkohle aus dem Aktivkohlefilter freigesetzt, die an den Bohrplatz geschickt wird.

voraussichtlich als gefährlicher Abfall entsorgt und verarbeitet werden müssen. Es wird mit etwa 1000 kg Aktivkohle pro Jahr gerechnet. Je nach Verschmutzung kann es vom Hersteller regeneriert werden oder es muss verbrannt werden.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Menge der freigesetzten Abfälle ist bei der modifizierten VKA viel größer als bei der ursprünglichen VKA. In Bezug auf die Abfallproblematik ist die modifizierte VKA daher weniger günstig.

Die Entsorgung von Bohrklein und Bohrschlamm wurde bereits in der Umweltverträglichkeitsprüfung als Variante bewertet (siehe Tabelle 62 in Teil 2 der Umweltverträglichkeitsprüfung). Die Umweltverträglichkeitsprüfung war während der Bohrphase negativ (zwei Minuspunkte), da relativ viele Abfälle anfielen. Da nun auch das wasserbasierte Bohrklein und der Schlamm entsorgt werden müssen, wird das Abfallvolumen noch größer. Da diese Abfälle in geeigneter Weise verarbeitet werden können, bleibt die Bewertung negativ (zwei Minuspunkte). Die in der Umweltverträglichkeitsprüfung angegebenen Punktzahlen bleiben daher für die geänderte VKA gleich.

8.1.9 Landschaft

Die Bohrplattform und in geringerem Maße auch die Förderplattform, die (Arbeits-)Schiffe und die Hubschrauber des Projekts N05-A sind bei gutem Wetter von den Watteninseln aus zu sehen, insbesondere von Schiermonnikoog und Borkum aus. Dies wird in Kapitel 11 von Teil 2 des EIR beschrieben. Theoretisch erhöht sich die Sichtbarkeit der Anlagen am neuen, südlicheren Standort, aber angesichts der relativ geringen Veränderung der Entfernung zum Land (ursprünglich 20 km von Schiermonnikoog und Borkum entfernt, jetzt 19 km) hat dies nur geringe Auswirkungen auf die Sichtbarkeitsdauer der Anlagen und ihre relative Größe. Die Dominanz der Objekte in der Landschaft ist auch deshalb gering, weil in beiden Fällen das horizontale Sichtfeld im Vergleich zum gesamten Sichtfeld klein ist (weniger als ein Grad bei 180 Grad Horizontfreiheit).

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Sichtbarkeit und die Auswirkungen auf das Landschaftsbild der ursprünglichen und der geänderten VKA sind nahezu identisch, da sich die Sichtbarkeit der Anlagen an beiden Standorten relativ wenig unterscheidet. Daher wird bei der Bewertung der Auswirkungen auf die Landschaft nicht zwischen der ursprünglichen und der geänderten VKA unterschieden.

Die Bewertung in der Umweltverträglichkeitsprüfung fiel leicht negativ aus (ein Minus), da die Bohr- und Förderplattform die Landschaft nur geringfügig beeinträchtigt. Dieser Wert bleibt für die modifizierte VKA gleich.

8.1.10 Archäologie und Kulturgeschichte

Die Aktivitäten im Rahmen des Plans können möglicherweise Auswirkungen auf archäologische und kulturhistorische Werte im Planungsgebiet haben (siehe Kapitel 12 von Teil 2 des EIR). Dies wird vor allem durch bodenstörende Aktivitäten während der Bau- und Bohrarbeiten verursacht, wie z. B. das Aufstellen der Förder- und Bohrplattform und das Eingraben der Gasleitung zur NGT-Hauptgastransportleitung und des Stromkabels zum Windpark Riffgat. Die neue VKA führt nicht zu einer Änderung der Art und des Umfangs der Bohraktivitäten, aber die Aktivitäten werden teilweise an einem anderen Ort stattfinden als in der ursprünglichen VKA. Um zu untersuchen, ob der geänderte Standort der Plattform und die geänderten Trassen für das Kabel und die Pipeline archäologische und kulturhistorische Werte beeinträchtigen könnten, führte die archäologische Agentur Periplus-Archeomare zusätzlich zu der archäologischen Untersuchung für die ursprüngliche UVP eine neue Schreibtischstudie durch. Der Bericht von Periplus-Archeomare ist in Anhang 6 dieser Ergänzung enthalten.

Aus der Periplus-Studie geht hervor, dass weder am neuen Bahnsteigstandort noch an den neuen Trassen archäologische oder kulturhistorisch bedeutsame Objekte bekannt sind. Es wurde eine Sicherheitszone von 100 Metern um den Standort der Plattform und auf beiden Seiten der Flugbahnen berücksichtigt. Periplus rät daher, diese Gebiete aus archäologischer Sicht freizugeben.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Auswirkungen der ursprünglichen und der geänderten VKA auf archäologische und kulturhistorische Werte sind vergleichbar. In beiden VKAs sind keine Objekte bekannt, die eine archäologische oder kulturhistorische Bedeutung haben und durch die Aktivitäten beschädigt werden könnten. Archäologie und Kulturgeschichte sind also keine Unterscheidungsmerkmale bei der Abwägung zwischen der ursprünglichen und der modifizierten VKA.

Die Bewertung in der Umweltverträglichkeitsprüfung war während der Bau- und Bohrphase leicht negativ (ein Minus), da die Wahrscheinlichkeit, dass unbekannte Werte gestört werden, gering ist, und in den anderen Phasen "k. A.". Dieser Wert bleibt für die modifizierte VKA gleich.

8.1.11 Andere Verwendungen

Die Bautätigkeiten und insbesondere die Anwesenheit der Plattformen haben Auswirkungen auf andere Nutzer und Nutzungsfunktionen dieses Teils der Nordsee. Das Plangebiet wird von einer Reihe standortspezifischer Nutzungsfunktionen, wie z.B. dem Sandabbau und dem Austernbergungsprojekt, und weniger standortspezifischen Funktionen, wie z.B. der Schifffahrt und der Fischerei, genutzt. Dies wird in Kapitel 13 von Teil 2 des EIR beschrieben. Infolge der neuen, südlicheren Lage werden sich die Einschränkungen des Projekts N05-A für die anderen Nutzungsfunktionen nicht so sehr im Umfang als vielmehr in Bezug auf den Standort ändern.

Insbesondere für das Austernsanierungsprojekt ist dies eine Verbesserung, da sich die Entfernung zwischen dem Standort der Plattform und diesem Projekt verdoppelt. Auch die Auswirkungen auf die Sandgewinnung werden sich geringfügig verbessern, da der Teil des Projekts N05-A, der im Sandgewinnungsgebiet liegt, kleiner und südlicher gelegen sein wird. Dadurch bleibt mehr erlaubter Bereich übrig, in dem Sand abgebaut werden kann.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Auswirkungen der ursprünglichen und der geänderten VKA auf andere Nutzer werden sich nicht wesentlich unterscheiden, wenn der Standort der Plattform um 850 m verschoben wird, mit Ausnahme der Sandgewinnung, bei der die Einschränkungen in der geänderten VKA geringer sind als in der ursprünglichen VKA. Andere Verwendungszwecke sind daher für die Bewertung zwischen dem ursprünglichen und dem modifizierten VKA nicht von Bedeutung.

Die Bewertung in der Umweltverträglichkeitsprüfung war während der Bau- und Rückbauphase leicht negativ (ein Minus), da es zu einer zeitlich begrenzten Beeinträchtigung der Schifffahrt und der Fischerei kam. Bei der Sandgewinnung war die Bewertung in allen Projektphasen leicht negativ, was mit der Verkleinerung der Sandgewinnungsfläche zusammenhing. Bei den anderen Nutzern war die Bewertung neutral (0) und in den anderen Phasen "n/a". Obwohl die modifizierte VKA eine leichte Verbesserung bringt, bleibt dieser Wert für die modifizierte VKA gleich, da immer noch eine Störung vorliegt.

8.1.12 Unvorhergesehene Ereignisse

Unvorhergesehene Ereignisse, die im Rahmen des Projekts N05-A zufällig auftreten, können zu geringfügigen oder größeren Auswirkungen führen. Unvorhergesehene Ereignisse sind Vorfälle mit einer geringen Eintrittswahrscheinlichkeit, die jedoch schwerwiegende Folgen haben können. Beispiele hierfür sind eine Kollision der Plattform oder eine große Ölpest im Meer. Die Folgen für die Umwelt hängen unter anderem von der Art des Vorfalls, den auf der Plattform befindlichen Stoffen und den installierten Schutzmaßnahmen ab. Unvorhergesehene Ereignisse werden in Kapitel 14 von Teil 2 des EIR beschrieben.

Die größte denkbare Auswirkung ist die Entstehung eines Ölteppichs als Folge einer Kollision oder eines Untergangs. Das Auftreten und Verhalten eines solchen Ölteppichs wird in der Umweltverträglichkeitsprüfung auf der Grundlage einer Modellierung mit dem OSCAR-Modell (Oil Spill Contingency and Response) beschrieben, das von dem Forschungsinstitut SINTEF entwickelt wurde. Infolge des Gezeiteneffekts bewegt sich ein Ölteppich in west-östlicher Richtung und verkleinert sich aufgrund physikalisch-chemischer Prozesse. Aus den Verteilungskarten in Kapitel 14 von Teil 2 der UVP und im Bericht über die Verteilungsberechnungen geht hervor, dass der Ölteppich in beträchtlicher

Entfernung von der niederländischen und deutschen Küste bleiben wird.

Der neue, südlichere Standort der Plattform erhöht theoretisch die Chance, dass ein möglicher Ölteppich das Wattenmeer erreicht. Aus den durchgeführten Simulationen geht jedoch hervor, dass die Wahrscheinlichkeit, dass ein Ölteppich das Wattenmeer erreicht, geringer ist.

Das Wattenmeer ist vernachlässigbar. Dies gilt sowohl für einen Standort in 20 km Entfernung von der Küste als auch für einen Standort in 19 km Entfernung von der Küste.

Darüber hinaus kann sich der neue Standort auf das Kollisionsrisiko auswirken. ONE-Dyas hat MARIN beauftragt, eine vorläufige Schätzung dafür zu erstellen. Dies zeigt, dass das Risiko am neuen, südlicheren Standort des Bahnsteigs etwas höher ist, der Unterschied zum ursprünglichen Standort des Bahnsteigs ist jedoch gering und nicht auffällig.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Auswirkungen der ursprünglichen und der geänderten VKA auf die Auswirkungen unvorhergesehener Ereignisse unterscheiden sich nicht wesentlich, wenn die Plattform an den südlicheren Standort verlegt wird. Unvorhergesehene Ereignisse sind daher für die Bewertung zwischen der ursprünglichen und der modifizierten VKA nicht ausschlaggebend.

In der UVP wurde keine Bewertung für unvorhergesehene Ereignisse vorgenommen, da Zwischenfälle jederzeit verhindert werden müssen. Das Gleiche gilt für die modifizierte VKA.

8.1.13 Bewegung des Bodens

Ein anderer Standort hat keine Auswirkungen auf die Bodenbewegungen (Setzungen und Erschütterungsgefahr), da diese nur von der Förderung und der Lage der unterirdischen Lagerstätten abhängen. Der Standort der Plattform oder die anderen Komponenten der modifizierten VKA haben hierauf keinen Einfluss. Die Bodenbewegungsaspekte der geänderten VKA sind daher dieselben, wie sie insbesondere in Kapitel 15 von Teil 2 der UVP beschrieben sind.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Bodenbewegungsaspekte der ursprünglichen und der modifizierten VKA sind für dieselbe Entwicklung gleich. Die Bodenbewegung ist daher für die Bewertung zwischen der ursprünglichen und der geänderten VKA nicht von Bedeutung.

Aufgrund des vernachlässigbaren Risikos von Bodenerschütterungen und geringfügigen Bodensenkungen, die sich nicht unter die niederländischen oder deutschen Watteninseln erstrecken, war die Bewertung in der UVP neutral (0). Dieser Wert bleibt für die modifizierte VKA gleich.

8.1.14 Tourismus

Die Auswirkungen auf den Tourismus beziehen sich hauptsächlich auf die Sichtbarkeit, wie in Kapitel 16 von Teil 2 der UVP beschrieben. Da die Sichtbarkeit nur geringfügig zunehmen wird, werden sich die Auswirkungen des neuen, südlicheren Standorts auf den Tourismus nicht wesentlich vom ursprünglichen Standort unterscheiden.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Auswirkungen der ursprünglichen und der geänderten VKA auf den Tourismus sind nahezu gleich, da sich die Sichtbarkeit der Anlagen an beiden Standorten relativ wenig unterscheidet. Bei der Bewertung der Auswirkungen auf den Tourismus wird daher nicht zwischen der ursprünglichen und der geänderten VKA unterschieden.

8.2 Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Zusammenfassung

Die UVP für das Projekt N05-A basierte auf einer VKA, die nach den damals vorliegenden Erkenntnissen auf einer sachgerechten und sorgfältigen Abwägung der Vor- und Nachteile der in der UVP untersuchten Varianten beruhte. Auf der Grundlage der Empfehlungen des UVP-Ausschusses und der Stellungnahmen interessierter Kreise untersuchte ONE-Dyas den Plan in bestimmten Abschnitten genauer und änderte ihn anschließend, um die Auswirkungen auf die Umwelt weiter zu verringern und auf Signale aus der Umgebung zu reagieren. ONE-Dyas führte auch zusätzliche Studien durch, um die Folgenabschätzung in der UVP weiter zu untermauern. Diese erneute Prüfung führte zu einer geänderten VKA, die in den folgenden Punkten geändert wurde:

- Ein neuer Standort für die Plattform in einem Gebiet mit deutlich weniger großen Steinen auf der Oberfläche;
- Installation eines Aktivkohlefilters zur Verringerung der Kohlenwasserstoff- und Metallkonzentration im abgeleiteten Produktionswasser;
- Entsorgung von freigesetztem Bohrklein und Schlamm anstelle der Einleitung ins Meer in die Borkum-Steine;
- Verzichten Sie auf die Durchführung von vertikalen seismischen Profilen zur Kartierung des Untergrunds.

In den vorangegangenen Abschnitten wurden die Werte der ursprünglichen und der modifizierten VKA für jedes Umweltthema beschrieben und begründet. Tabelle 8-1 fasst diese Bewertungen für die relevanten Umweltthemen zusammen. Unterwasserlärm, Emissionen ins Wasser und Störungen des Meeresbodens wurden nicht eigenständig bewertet, sondern in die verschiedenen Naturaspekte einbezogen, da diese Themen Auswirkungen auf die Natur haben. Wenn ein bestimmtes Umweltthema auf die Bestandteile der ursprünglichen und/oder der geänderten VKA nicht anwendbar ist, wird dies durch "n/a" angegeben.

Tabelle 8-1: Zusammenfassung der Bewertung der ursprünglichen und der modifizierten VKA nach Abschwächung

Tätigkeit	Emissionen in die Luft	Energie und Klima	Natur				Abfall	Archäologie	Andere Benutzer	Landschaft	Bewegung des Bodens
			Bereiche		Artenschutz	Stickstoffablagerung ¹⁾					
			Lebensraumtypen	Typen							
Original VKA											
Standort der Plattform (alle Projektphasen)	K.A. A.	K.A. A.	-	0	0	K. A.	K. A.	-/0	0	-	K.A.
Ableitung von Produktionswasser ohne Aktivkohlefilter (Produktion)	K.A. A.	K.A. A.	0	0	0	K. A.	K. A.	K.A. A.	K.A. A.	K. A.	K.A. A.
Bohrklein und Schlamm auf Wasserbasis (Bohrphase)	K.A. A.	K.A. A.	-	0	0	K. A.	K. A.	K.A. A.	K.A. A.	K. A.	K.A. A.
Ausführen von VSP (Bohrphase)	K.A. A.	K.A. A.	0	-	0	0	K. A.	K.A. A.	K.A. A.	K. A.	K.A. A.
Geänderte VKA											
Standort der südlichen Plattform (alle Projektphasen)	K. A.	K. A.	0	0	0	K. A.	K. A.	-/0	0	-	K.A.
Produktionswasserabfluss mit Aktivkohlefilter (Produktion)	K. A.	K. A.	0	0	0	K. A.	K. A.	K. A.	K.A. A.	K. A.	K.A. A.
Bohrklein und Spülung auf Wasserbasis (Bohrphase)	0	0	0	0	0	0	--	K. A.	K.A. A.	K. A.	K.A. A.
VSP nicht ausführen (Bohrphase)	K. A.	K. A.	K. A.	K. A.	K. A.	K. A.	K. A.	K. A.	K.A. A.	K. A.	K.A. A.

1) Im Prinzip ist die Stickstoffdeposition nicht relevant, da fast alle Emissionen unter die teilweise Gebäudeausnahme fallen. Die betriebsbedingten Emissionen (die nicht unter die Ausnahmeregelung fallen) sind so gering, dass sie nirgendwo zu einer Stickstoffdeposition von mehr als 0,00 mol N/ha/Jahr führen. Da es während der Bauphase zu Stickstoffablagerungen kommt, wurde, wo dies relevant ist, eine Punktzahl vergeben.

Die obige Tabelle zeigt die Unterschiede in der Folgenabschätzung der ursprünglichen VKA im Vergleich zur autonomen Situation und der modifizierten VKA im Vergleich zur autonomen Situation. Diese Tabelle enthält lediglich einen Vergleich der Folgenabschätzung der geänderten Tätigkeiten zwischen der ursprünglichen und der geänderten VKA. Die anderen Aktivitäten, die beide VKAs beabsichtigen, sind ähnlich und werden in der obigen Tabelle nicht berücksichtigt. Diese Tätigkeiten wurden bereits in der UVP bewertet (siehe Tabelle 44 in Abschnitt 6.3 des Hauptberichts der UVP für N05-A).

Die Tabelle zeigt, dass die modifizierte VKA besser abschneidet als die ursprüngliche VKA, insbesondere in Bezug auf das Umweltthema Natur. In Bezug auf den Abfallaspekt schneidet die ursprüngliche VKA besser ab als die modifizierte VKA.

8.3 Bewertung und Schlussfolgerung

Die Ergebnisse der Bewertung der Komponenten der modifizierten VKA zeigen eine Verbesserung der Werte, insbesondere in Bezug auf die Natur. Die Hauptvorteile der modifizierten VKA sind die gute Leistung in Bezug auf die Auswirkungen auf benthische Lebensräume, der größere Abstand zum Austernsanierungsprojekt und die deutlich geringeren Auswirkungen auf die Wasserqualität. Diese Vorteile überwiegen die Zunahme des Abfalls und die etwas bessere Sicht auf die Bohr- und Förderplattform. Auf der Grundlage dieser Überlegungen hat ONE-Dyas beschlossen, die Entwicklung des N05-A-Projekts auf die modifizierte VKA zu stützen.

9Literatur

Die nachstehend aufgeführte Literatur bezieht sich auf die in den Kapiteln 4 und 5 konsultierte Literatur. Die Literatur zu den anderen Kapiteln ist in den jeweiligen Kapiteln aufgeführt.

Fine, R. C., Leopold, M. F., Dirksen, S., Arts, F., van Asch, M., Baptist, M. J., ... Ham, N. (2017). Eine unerwartete Konzentration von Meeresenten in der niederländischen Küstenzone in einem Gebiet mit einer hohen Dichte an geeigneten Muscheln. *Limosa*, 90(3), 97-117.

De Mesel, I., Craeymeersch J., Schellekens T., van Zweeden C., Wijsman J., Leopold M., Dijkman E., Cronin K. (2011) Opportunity maps for shellfish based on abiotics and their relation to the occurrence of common scoters. *IMARES WageningenUR Bericht C042/11*.

Durinck J., Skov H., Jensen F.P. & Pihl S. 1994. Wichtige Meeresgebiete für überwinternde Vögel in der Ostsee. EU DG XI research contract no 224/90-09-01, Ornis Consult Report 1994: 1-110, Kopenhagen.

Offringa H. 1993. Schwarzmeer-Enten *Melanitta nigra* vor der Küste. *Sula* 7: 142-144.

Perdon, K.J., K. Troost, J. van Zwol, M. van Asch und J. van der Pool (2019). Muschelbestände in der niederländischen Küstenzone im Jahr 2019. Stiftung Forschungszentrum Wageningen (CVO)

Smit, C.J., M.L. de Jong, D.S. Schermer, R.C. van Apeldoorn & E.H.W.G. Meesters, 2008. Eine passive Bewertung der Auswirkungen des Anstiegs der Zahl der zivilen Flugbewegungen in der Umgebung des Flughafens Den Helder. *Imares-Bericht C119/08*

Bruderer, B. & S. Komenda-Zehnder, 2005: Einfluss des Flugverkehrs auf die Avifauna - Schlussbericht mit Empfehlungen. *Schriftenreihe Umwelt Nr. 376. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 100S.*

Van Dobben, H.F., Bobbink, R., Bal, D., van Hinsberg, A. (2012). Überblick über die kritischen Stickstoffdepositions- und Depositionswerte, die für Natura 2000-Lebensraumtypen und -Lebensräume gelten. *Alterra rapport 2397, Alterra Wageningen UR.*

Royal HaskoningDHV, (2019). Weitere Wirkungsanalyse Klaverbank. In Auftrag gegeben von Rijkswaterstaat Zee en Delta

Kooijman, A., Noordijk, H., van Hinsbergen, A., Cusell, C. (2009). Stickstoffablagerung in den Dünen; eine Analyse der Stickstoffablagerung, der kritischen Werte, der Hinterlassenschaften der Vergangenheit und der Stickstoffeffizienz in verschiedenen Dünenzonen, Institut für Biodiversität und Ökosystemdynamik, Universität Amsterdam und Niederländische Agentur für Umweltbewertung.

Van Dobben, H. & van Hinsberg, A. (2008). Überblick über die kritischen Stickstoffdepositions- und Depositionswerte, die für Lebensraumtypen und Natura 2000-Gebiete gelten. Wageningen, Alterra, *Alterra rapport 1654*.

RIVM. 2015. Großräumige Konzentrations- und Depositionskarten der Niederlande Bericht 2015. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2015-0119.pdf>

RIVM. 2018. Entwicklungen bei der Stickstoffdeposition. RIVM-Kurzbericht 2018-0117. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2018-0117.pdf>

Smits N.A.C & Bal, D. (2014). Erholungsstrategien für stickstoffempfindliche Lebensräume. Ökologische Untermauerung des Programmativen Stickstoffkonzepts (PAS). Alterra Wageningen UR, Wageningen/Ministerium für Wirtschaft, Den Haag.

Schoumans O.F., Groenendijk P., Renaud, L., van der Bolt, F.J.E. (2008). Nährstoffbelastung von Oberflächengewässern Vergleich zwischen landwirtschaftlichen und natürlichen Gebieten. Wageningen, Alterra, *Alterra rapport 1700*.

Elbersen, B.S., Kuiters, A.T., Meulenkamp, W.J.H., Slim, P.A. (2003). Schafherden im Naturmanagement - Wirtschaftliche Rentabilität und ökologischer Mehrwert. *Alterra-Bericht 735*. Alterra. Universität Wageningen.

Arbeitsgruppe "Erhaltung und Bewirtschaftung der Heidelandschaft" (1988). *De heide heeft toekomst! Ratschläge für die künftige Natur- und Landschaftspolitik für die Heidelandschaft*. Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer, Direktion Natur-, Umwelt- und Faunamanagement, Ministerium LNV, Den Haag.

Groot Bruinderink, G. 1987. Wildgänse und kultiviertes Grünland in den Niederlanden. Universität Wageningen, Wageningen.

Kear, J. (1963). Die landwirtschaftliche Bedeutung von Wildgänsekot. Jahresbericht des Wildfowl Trust. 14:72-75. Marriot, R. (1973). Die Düngewirkung des Kots der Kap-Brachgans. Wildvögel. 24(131- 133).

Smits, N.A.C. & Kooijman, A.M. (2012). Wiederherstellungsstrategie H2130C: Graue Dünen (Heideland).

Huiskes, H.P.J., Beije, H.M., Haveman, R., van Haperen, A.M.M., Schotsman N., Smits, N.A.C. (2017). Bestandserholungsstrategie H2160: Sanddorndickichte.

Ten Harkel, M.J. & van der Meulen, F. (1997). Auswirkungen von Beweidung und atmosphärischem Stickstoffeintrag auf die 56 Vegetation trockener Küstendünengrasländer. Zeitschrift für Vegetationskunde 7: 445-452.

Kooijman, A., Noordijk, H., van Hinsbergen, A., Cusell, C. (2009). Stickstoffablagerung in den Dünen; eine Analyse der Stickstoffablagerung, der kritischen Werte, der Hinterlassenschaften der Vergangenheit und der Stickstoffeffizienz in verschiedenen Dünenzonen, Institut für Biodiversität und Ökosystemdynamik, Universität Amsterdam und Niederländische Agentur für Umweltbewertung.

Stuyfzand, P.J. (2010). Modellierung der Qualität des flachen (Dünen-)Grundwassers und der Entkalkung, einschließlich der Auswirkungen des Klimawandels und der Küstenerweiterung: DUVELCHEM. KWR-Bericht BTO 2010.031(s), 86 Seiten.

Grootjans, A.P., Adams, A.S., Huiskes, H.P.J., & Smits, N.A.C. (2016). Erholungsstrategie H2190C: Feuchte Dünentäler (entkalkt).

Lamers, L.P.M., Bobbink, R. & Roelofs, J.G.M. (2000). Natürlicher Stickstofffilter versagt in Hochmooren. Biologie des globalen Wandels 6: 583-586.

Tomassen, H.B.M., Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2003). Stimuliertes Wachstum von *Betula pubescens* und *Molinia caerulea* in ombrotrophen Mooren: Rolle der hohen atmosphärischen Stickstoffdeposition. Zeitschrift für Ökologie 91: 357-370.

Limpens, J. & Berendse, F. (2003). Wie die Qualität der Einstreu den Massenverlust und den N-Verlust durch sich zersetzendes Sphagnum beeinflusst. Oikos 103: 537-547.

Limpens J & Berendse, F. (2004). Wie P die Auswirkungen der N-Deposition auf Torfmoose und Gefäßpflanzen in Mooren beeinflusst. Ökosysteme 7: 793-804.

Limpens, J., Raymakers, J.T.A.G., Baar, J., Berendse, F. & Zijlstra, J.D. (2003b). Die Wechselwirkungen zwischen epiphytischen Algen, einem parasitären Pilz und Sphagnum unter dem Einfluss von N und P. Oikos 103: 59-68.

Tomassen, H.B.M., Smolders, A.J.P., Limpens, J., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2004). Ausbreitung invasiver Arten in ombrotrophen Mooren: Austrocknung oder hohe N-Deposition? Zeitschrift für angewandte Ökologie 41: 139-150.

Smolders A.J.P., Tomassen, H.B.M, Limpens, J., van Duinen, G.A., van der Schaaf, S. & Roelofs, J.G.M. (2004). Perspektiven für die Torfsanierung in den Niederlanden. In: G.J. van Duinen, R. Bobbink, Ch. van Dam, H. Esselink, R. Hendriks, M. Klein, A. Kooijman, J. Roelofs & H. Siebel (Hrsg.).

Bobbink, R. & Hettelingh, J.P (2011). Überprüfung und Überarbeitung der empirischen kritischen Belastung und der Dosis-Wirkungs-Beziehungen. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. RIVM-Bericht 680359002, 244 S.

Van Dobben, H.F., Barendregt, A., Smits, N.A.C., van 't Veer, R., van Wirdum, G., Lamers, L.P.M. & de Vries, H.H. (2016), Restoration strategy H7140B: Transition and quaking bogs (Peat moos reedlands).

Smits, N.A.C., Bobbink, R., Jansen, A.J.M., Dobben, H.F. (2020c). Wiederherstellungsstrategie H6230: Heischrale Graslanden.



Smits, N.A.C., Slim, P.A. & van Dobben, H.F (2017) Wiederherstellungsstrategie H1310B: Salzige Pioniervegetation (Zeevetmuur).

Ministerium für LNV (2008f). Profildokument - Mehrjährige Pioniervegetation von Schlamm- und Sandflächen mit *Salicornia* spp. und anderen salzliebenden Arten (H1310).

Meijer, J., G. Vriens, G., Lammerts, E.J., Molenaar, W. & Valk, H. (2017a). Dokument PAS-Gebietsanalyse für Terschelling.

Smits, N.A.C., Slim, P.A. & van Dobben, H.F (2017) Wiederherstellungsstrategie H1310B: Salzige Pioniervegetation (Zeevetmuur).

Arts, G.H.P., Brouwer, E., & Smits, N.A.C. (2017). Wiederherstellungsstrategien H3130: Zwakgebufferde vennen. Herausgegeben von Provincie Drenthe.

Provinz Drenthe (2017). PAS Gebietsanalyse. 027 Drents-Friese Wold und Leggelderveld.

Riksen, M.J.P.M., Ketner-Oostra, R., van Turnhout, C., Nijssen, M., Goossens, D., Jungerius, P.H. & Spaan, W. (2006). Werden wir die letzten aktiven Binnendriftsande Westeuropas verlieren? Der Ursprung und die Entwicklung des Ökotyps "Binnenland-Driftsand" in den Niederlanden *Landschaftsökologie* 21: 431-447.

Sparrus, L.B. & A.M. Kooijman, 2010. Die Invasivität von *Campylopus introflexus* in Flugsand hängt von der Stickstoffdeposition und der organischen Substanz im Boden ab. *Angewandte Vegetationskunde* 14: 221-229.

Smits, N.A.C., A. Aptroot, M. Nijssen, M.J.P.M, Riksen, L.B. Sparrus & H.F. van Dobben (2012a); Wiederherstellungsstrategie H2330: Zandverstuivingen.

Glossar

ASCOBANS-Übereinkommen	Europäisches Abkommen zum Schutz von Kleinwalen in der Ostsee, im Nordostatlantik, in der Irischen See und in der Nordsee.
BarmmBesluit	algemene regels milieu mijnbouw
BAT / BATBest	Available Techniques / Best Available Technology
Treibhausgasemissionen	
BohrkleinMineralisiertes	Gestein, das beim Bohren eines Bohrlochs freigesetzt wird.
Bohrschlamm	Flüssigkeit, mit der das zerkleinerte Gestein aus dem Bohrloch (das Bohrklein) an die Oberfläche gebracht wird.
EIA-Ausschuss	Kommission für Umweltverträglichkeitsprüfung
Wettbewerbliche Maßnahmen	Eine Situation, in der Erdgas gleichzeitig auf einer Förderplattform gefördert wird und Bohrungen mit Hilfe einer Bohrplattform durchgeführt werden.
Kondenswasser	Flüssiges Kohlenwasserstoffgemisch, das bei der Gasförderung freigesetzt wird. Die Zusammensetzung ähnelt im Großen und Ganzen der von z.B. Benzin.
ElektrifizierungEnergieversorgung	auf der Grundlage von Elektrizität.
AbfackelnVerbrennung	des freigesetzten Erdgases in der Fackel der Bohrinself.
GEMS	Gateway to the Ems - Eine Ansammlung von (potenziellen) Erdgasfeldern, die sich über den Teil der niederländischen und deutschen Nordsee nördlich der Emsmündung erstrecken.
Wachschiff	Sicherheitsschiff, das während des Betriebs anwesend ist, um die Schifffahrt in sicherer Entfernung zu halten.
IMOInternationale	Seeschiffahrtsorganisation
KDW	Kritischer Einlagenwert, d. h. die Grenze, bei deren Überschreitung das Risiko nicht ausgeschlossen werden kann, dass die Qualität des Lebensraumtyps wird durch Stickstoffeinträge erheblich beeinträchtigt
KEC	Ecology and Cumulation Framework - Bewertungsrahmen, der einen Ansatz zur Ermittlung und Bewertung der kumulativen Auswirkungen von Unterwasserlärm auf wichtige Meeressäugerpopulationen bietet.
KRM	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie - Europäische Richtlinie mit dem Ziel, die europäischen Meere und Ozeane zu schützen und wiederherzustellen und ihre nachhaltige Nutzung zu fördern.
UVP ist.	Das Verfahren der Umweltverträglichkeitsprüfung, wie es im Umweltmanagementgesetz festgelegt ist.
MbrMijnbouwregeling	
EIA	Der Umweltverträglichkeitsbericht ist ein Bericht, in dem die Umweltauswirkungen von Alternativen und Umsetzungen beschrieben werden. Das bedeutet, dass die Varianten einer geplanten Tätigkeit untersucht, verglichen und bewertet werden.

Ministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten	Ministerium für Wirtschaft und Klimawandel. Der Minister für Wirtschaft und Klima ist die zuständige Behörde für die Erteilung von Genehmigungen für die geplante Gasförderung.
MTR	Das maximal zulässige Risikoniveau (Maximum Permissible Risk Level, MTR): die Konzentration eines Stoffes in der Umwelt, unterhalb derer keine nachteiligen Auswirkungen zu erwarten sind.
MKE	Umweltqualitätsanforderung für die zulässige Höchstkonzentration (MAC-MKE). Für Langzeitexpositionen ist die durchschnittliche jährliche Umweltqualitätsanforderung (JG-EQR) relevant.
N05-A	Der niederländische Teil der Nordsee wurde für die Erteilung von Bergbaugenehmigungen in Blöcke unterteilt. Das Projekt findet im Block N05 statt.
Natura 2000-Gebiet	Naturgebiete, die in einem europäischen Kontext ausgewiesen sind.
NCPN Niederländischer Festlandssockel	Noordgastransport-Pipeline, eine Hauptpipeline für den Transport von Erdgas von verschiedenen Offshore-Standorten.
NGT-Rohr	landseitigen Gasförderplattformen zum Festland.
Nm3	Einheit, die das Volumen von Gasen bei einem bestimmten Druck (1,01325 bar) und einer bestimmten Temperatur (15 °C) angibt.
OBM	Oil Based Mud - Bohrspülung auf Ölbasis, die für die unteren Bohrlochabschnitte und Nebenbohrungen verwendet wird. OBM kann neben den gleichen Bestandteilen wie WBM bis zu 75 % Öl enthalten.
ONE-Dyas	ONE-Dyas B.V. (ab dem 1. April 2019 der neue Name Oranje-Nassau Energie B.V.) ist ein niederländisches Unternehmen, das sich hauptsächlich auf die Exploration und Förderung von Erdgas aus Feldern im niederländischen, deutschen, britischen und norwegischen Teil der Nordsee konzentriert.
OSD	Offshore-Sicherheitsrichtlinie. Vorschriften, die 2017 in niederländische Gesetze und Verordnungen umgesetzt wurden und für Offshore-Anlagen zur Förderung von Öl und Gas gelten.
OSPAR-Übereinkommen	Internationales Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordost-Atlantiks einschließlich der Nordsee durch internationale Zusammenarbeit.
Vorbohren	von Bohrlöchern, bevor die Behandlungsplattform installiert ist.
Aussichten	Potenziell förderbare Felder, bei denen noch nicht feststeht, ob sie tatsächlich Erdgas in förderbaren Mengen enthalten.
Referenzsituation	Die Lage in dem Gebiet, wenn die Gasförderung nicht durchgeführt wird. Diese Situation ist die Referenz, anhand derer die Umweltauswirkungen der Varianten ermittelt werden.
SAMSON-Modell	Sicherheitsbewertungsmodelle für Schifffahrt und Offshore in der Nordsee
SCR	Selektive katalytische Reduktion, eine Technik zur wirksamen Reduzierung von NOx im Rauchgas duckens
SEL	Lärmexpositionspegel - ein Maß für die Kombination aus Schallpegel und Zeitdauer des Schalls

SELss	Einzel Schlag-Lärmexpositionspegel - Maß für die Kombination aus Schallpegel und Zeitdauer des Schalls eines einzelnen Schlags
SSM	Staatstoezicht op de Mijnen - Niederländische Behörde, die die Mineralien- und Energiegewinnung in den Niederlanden überwacht.
Versorgungsbasis	Versorgungshafen - Hafen, von dem aus Versorgungsschiffe zu Offshore-Plattformen ablegen.
VKA	Bevorzugte Alternative, die bevorzugte Variante für die Umsetzung des Vorhabens. Die Genehmigungen werden für die VKA beantragt
VSPVertical	Seismic Profiling - Forschung zur detaillierten Kartierung von Erdschichten.
WaboGesetz über	allgemeine Bestimmungen des Umweltrechts
WBM	Wasserbasierte Schlämme - Bohrschlämme. WBM ist eine Mischung aus Wasserton (ben-Tonit) und Hilfsstoffe wie Stärke, Schwerspat, Kalk und Salz.
WFDEuropäische	Wasserrahmenrichtlinie / Water Framework Directive, siehe auch MKE

Stickstoffreduzierungs- und Naturverbesserungsgesetz

Anhang

Anhang

**1:Fahnenst
udie zur Ableitung von
Produktionswasser**

BERICHT

Fahnenmodellierung Produktionswasser

Nachtrag Umweltverträglichkeitsbericht Gasproduktion N05-A

Kunde:ONE-Dyas B.V.

Referentie: BG6396-IB-RP-211224-1054

Status:Final/00

Datum:25.

November 2021

HASKONINGDHV NIEDERLANDE B.V.

Georg Hintzenweg 85
3068 AX Rotterdam
Industrie und
Bauwesen
Handelsregisternummer: 56515154

+31 88 348 90 00 **T**
+31 10 209 44 26 **F**
info@rhdhv.com **E**
royalhaskoningdhv.com **W**

Titel des Dokuments: Fahnenmodellierung Produktionswasser

Untertitel: Fahnenmodellierung Produktionswasser
Referentie: BG6396-IB-RP-211224-1054
Status: 00/Definitiv
Datum: 25. November 2021
Name des Projekts: N05-A EIA
Projekt Nr.: BG6396

Klassifizierung

Projektbezogen

Sofern nicht anders mit dem Auftraggeber vereinbart, darf kein Teil dieses Dokuments vervielfältigt oder veröffentlicht oder für einen anderen Zweck als den, für den es erstellt wurde, verwendet werden. HaskoningDHV Nederland B.V. übernimmt keinerlei Verantwortung oder Haftung für dieses Dokument, außer gegenüber dem Auftraggeber. Achtung: Dieses Dokument enthält möglicherweise persönliche Daten von Mitarbeitern von HaskoningDHV Nederland B.V.. Vor der Veröffentlichung (oder anderweitigen Weitergabe) sollte dieses Dokument anonymisiert werden, oder es sollte die Erlaubnis eingeholt werden, dieses Dokument mit personenbezogenen Daten zu veröffentlichen. Dies ist nicht erforderlich, wenn die Gesetze oder Vorschriften eine Anonymisierung nicht zulassen.

Inhalt

1	Einleitung1	
1.1	Hintergrund1	
1.1.1	Allgemein1	
1.1.2	Umgebungen1	
1.1.3	Was ist Produktionswasser?2	
1.2	Methodik3	
1.3	Leitfaden5	
2	Projektbeschreibung6	
2.1	Einleitung6	
2.2	Projektstandort6	
2.3	Bestimmung der Quellterme7	
2.4	Naturschutzgebiete in der Umgebung von	N05-A7
3	Historische	Daten8
3.1	Einleitung8	
3.2	Durchflussbedingungen8	
3.3	Wasserstand11	
3.4	Wind13	
3.5	Auswahl der Szenarien15	
4	Entwurf und Validierung des	numerischen Modells19
4.1	Einleitung19	
4.2	Verwendete Software19	
4.3	Modellschema19	
4.3.1	Bestehendes	Modell19
4.3.2	Anpassungen des	Modells20
5	Ausbreitung von Stoffen Produktionswasser	um N05-A23
5.1	Allgemein23	
5.2	Szenario März -	Juni23
5.2.1	Konzentration von	Aromaten23
5.2.2	Cadmiumkonzentration27	
5.2.3	Bleikonzentration30	
5.2.4	Konzentration von metallischem	Quecksilber33
5.3	Szenario September -	Dezember36
5.3.1	Konzentration von	Aromaten36
5.3.2	Cadmium-Konzentration40	
5.3.3	Bleikonzentration43	



**Royal
HaskoningDHV**

5.3.4	Konzentration von metallischem	Quecksilber	46
5.4	Übersicht der Ergebnisse für die beiden Szenarien		49
5.4.1	Maximale durchschnittliche	Tageskonzentrationen	49
5.4.2	Maximale wöchentliche	Durchschnittskonzentrationen	51
6	Diskussion		54
6.1	Vergleich der Szenarien		54
6.2	Ungewissheiten		54
7	Schlussfolgerungen und	Empfehlungen	56
7.1	Schlussfolgerungen		56
7.2	Empfehlungen		56
8	Referenzen		58

1 Einführung

1.1 Hintergrund

1.1.1 Allgemein

Im Auftrag von ONE-Dyas hat Royal HaskoningDHV einen Umweltverträglichkeitsbericht (UVE) für die Erschließung des Gasfeldes N05-A und die Exploration und Förderung der um N05-A gelegenen *Vorkommen erstellt*. Eines der Themen der Umweltverträglichkeitsprüfung ist das Produktionswasser, das bei der Gasförderung freigesetzt wird. Dieses Produktionswasser enthält Kohlenwasserstoffe und Metalle. In der ursprünglichen Umweltverträglichkeitsprüfung wurde davon ausgegangen, dass das Produktionswasser nach einer Öl-Wasser-Trennung abgeleitet wird, aber ONE-Dyas hat sich inzwischen entschieden, das Produktionswasser in einem Aktivkohlefilter¹ zu behandeln.

Die Ableitung von Produktionswasser führt zu erhöhten Konzentrationen von Aromaten und Metallen in der Umgebung der Plattform. Aus der Literatur² ist bekannt, dass sich dieses Wasser nach der Einleitung schnell verdünnt. Aufgrund der natürlichen Werte in dem Gebiet, in dem die Plattform N05-A installiert werden soll, ist jedoch eine quantitative Bewertung der Verdünnung und Ausbreitung mit Hilfe einer Fahnenmodellierung erforderlich, um die Auswirkungen der Produktionswassereinleitung auf die natürlichen Werte untersuchen zu können. Diese Studie wurde daher im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung durchgeführt. Ziel dieser Fahnenberechnung ist es, die Ausbreitung von Aromaten und Metallen aus dem Produktionswasser zu bestimmen, um die Auswirkungen auf die Umwelt und nahegelegene Naturgebiete wie die Natura-2000-Gebiete und das Austernsanierungsprojekt von WWF und ARK auf den Borkumer Felsen zu ermitteln. In diesem Bericht liegt der Schwerpunkt auf der Bestimmung der Konzentrationen der in das Produktionswasser eingeleiteten Stoffe; die Bewertung dieser Auswirkungen erfolgt in der ökotoxikologischen Studie (siehe die Ergänzende Umweltverträglichkeitsstudie Gasproduktion N05-A, insbesondere die ökotoxikologische Studie in Anhang 2 der Ergänzenden Umweltverträglichkeitsstudie Gasproduktion N05-A).

1.1.2 Umgebung

Die Plattform N05-A ist etwa zwanzig Kilometer nördlich von Schiermonnikoog³ in der Nordsee in einer Wassertiefe von etwa 25 Metern geplant. Die deutsche Grenze verläuft in einer Entfernung von etwa fünfhundert Metern östlich des Bahnsteigs. In der Nähe der Plattform gibt es sowohl in den Niederlanden als auch in Deutschland mehrere Gebiete mit Naturwerten (darunter Natura 2000-Gebiete). Diese Gebiete sind die Nordseeküste, der Borkumer Riffgrund, das Niedersächsische Wattenmeer und das angrenzende Küstenmeer, die Borkum Stones (Abbildung 1-1). Das Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken von WWF und ARK befindet sich ebenfalls in der Nähe der Plattform.

Dieses Gebiet der Nordsee ist von Natur aus durch eine Gezeitenströmung mit einer Flut im Osten und einer Ebbe im Westen, eine vorherrschende Windrichtung aus Südwesten und windgetriebene Wellen gekennzeichnet. Die obere Schicht des Meeresbodens besteht hauptsächlich aus feinem Sand und ist relativ flach, ohne große Bodenformen. Eine genauere Beschreibung dieser natürlichen Bedingungen und der steuernden (natürlichen) Prozesse für die Verteilung des Produktionswassers findet sich in Kapitel 3.

¹ Bitte beachten Sie die Ergänzung zur Umweltverträglichkeitsprüfung von N05-A, die diesem Bericht als Anhang beigefügt ist.

² Siehe unter anderem *Environmental Risk Assessment of Produced Water Discharges on the Dutch Continental Shelf*, P. de Vries & C.C. Karmanm Wageningen Imares, Berichtsnummer C012/09

³ Der neue Standort der Produktionsplattform wurde in dieser Studie bereits berücksichtigt. Dieser Standort liegt etwa 850 Meter

Projektrelaten



**Royal
HaskoningDHV**

weiter

südlich als der in der UVP vom Oktober 2020 beschriebene Standort.

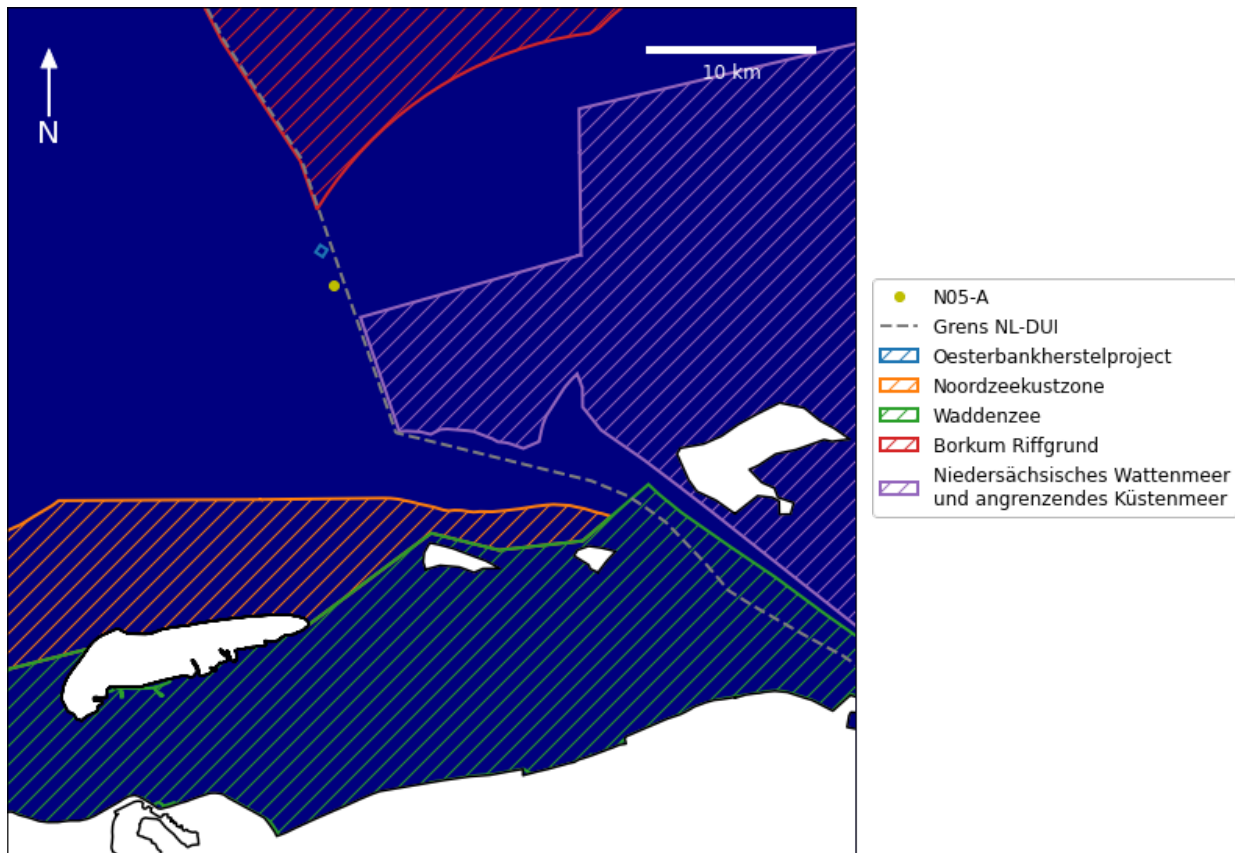


Abbildung 1-1 Karte mit den Naturschutzgebieten in der Umgebung der Plattform

1.1.3 Was ist Produktionswasser?

Bei der Förderung von Erdgas kommt mit dem Erdgas auch das Förderwasser aus dem Gasfeld. Auf einer Gasaufbereitungsplattform, wie der Plattform N05-A, wird dieses Wasser vom Erdgas getrennt und über einen Öl-Wasser-Trenner ins Meer abgeleitet. Das abgeleitete Produktionswasser entspricht den Einleitungsbestimmungen der Bergbauverordnung. In Anbetracht der nahe gelegenen Naturschutzgebiete wird für N05-A eine zusätzliche Behandlung in einem Aktivkohlefilter durchgeführt, um die Konzentration von Kohlenwasserstoffen und Metallen im abgeleiteten Produktionswasser weiter zu verringern.

Das Produktionswasser besteht aus einer Mischung aus kondensiertem Wasser und Formationswasser:

- Das kondensierte Wasser steigt mit dem Erdgas in Dampfform aus der Lagerstätte auf, kondensiert aber während des Transports an der Oberfläche. Das kondensierte Wasser enthält daher kaum Schwermetalle, wohl aber Kohlenwasserstoffe aus dem Erdgas. Es wird erwartet, dass alle Bohrungen zusammen 30 bis 60 Kubikmeter Wasser pro Tag fördern werden.
- Formationswasser ist Wasser aus der Gaslagerstätte, das in flüssiger Form zusammen mit dem Erdgas an die Oberfläche gebracht wird. Das Lagerstättenwasser enthält von Natur aus Stoffe, die aus der Lagerstätte in das Wasser gelöst wurden, darunter Salz und Spuren von Schwermetallen. Formationswasser wird hauptsächlich gegen Ende der Lebensdauer eines Feldes produziert, und die Produktion von Formationswasser hängt auch von den Eigenschaften eines Gasfeldes ab. Wenn eine Bohrung beginnt, viel Formationswasser zu fördern, werden Maßnahmen ergriffen, um die Bohrung so anzupassen, dass weniger Wasser mit dem Erdgas gefördert wird. Bei den Feldern im N05-Gebiet ist davon auszugehen, dass die meisten Bohrungen kein Formationswasser produzieren werden,

Als Worst-Case-Szenario wurde jedoch ein Wert von 150 m³ pro Tag als Ausgangspunkt für die Auslegung der Produktionsanlagen angenommen.

Tabelle 2-2 enthält eine Schätzung der Durchflussmenge und der Konzentrationen der mitgerissenen Stoffe im abgeleiteten Produktionswasser.

1.2 Methodik

In dieser Studie wird die Dispersion von Aromaten und Metallen aus dem Produktionswasser mit Hilfe des numerischen Modells Delft3D vorhergesagt. In diesem Modell werden die hydrodynamischen Prozesse in der Nordsee, wie Gezeiten- und Windströmungen, für verschiedene Zeiträume berechnet.

In der Delft3D-Modellberechnung wird das Produktionswasser an der Einleitungsstelle am Standort der Plattform ins Meer "entlassen", woraufhin das Produktionswasser von der Strömung weiter transportiert wird. Dadurch entsteht eine so genannte Abgasfahne: eine Wolke im Wasser des Produktionswassers mit erhöhten Konzentrationen von Aromaten und Metallen, die sich in Richtung der Strömung ausbreitet und sich mit den Gezeiten um den Standort der Plattform bewegt. Es wird konservativ davon ausgegangen, dass alle Stoffe im Produktionswasser in gelöster Form vorliegen und dass die im Wasser gelösten Stoffe nicht durch Sedimentation, Verdunstung, Abstoßung, Bindung an andere Stoffe usw. abnehmen.

Je nach den Bedingungen (Wind und Strömung) variieren die Form und die Konzentrationen innerhalb der Abgasfahne:

- Je stärker die Strömung ist, desto weiter werden die Stoffe im Produktionswasser transportiert und desto länger ist die Fahne. Die Konzentrationen innerhalb der Schadstofffahne sind in diesem Fall niedriger (siehe Abbildung1-2).
- Bei ruhigen Bedingungen, z. B. um die Gezeitenwende und bei geringer windgetriebener Strömung, bleibt die Abgasfahne näher am Standort der Plattform, was zu einer relativ kleinen Abgasfahne mit relativ hohen Konzentrationen führt (siehe Abbildung1-3).

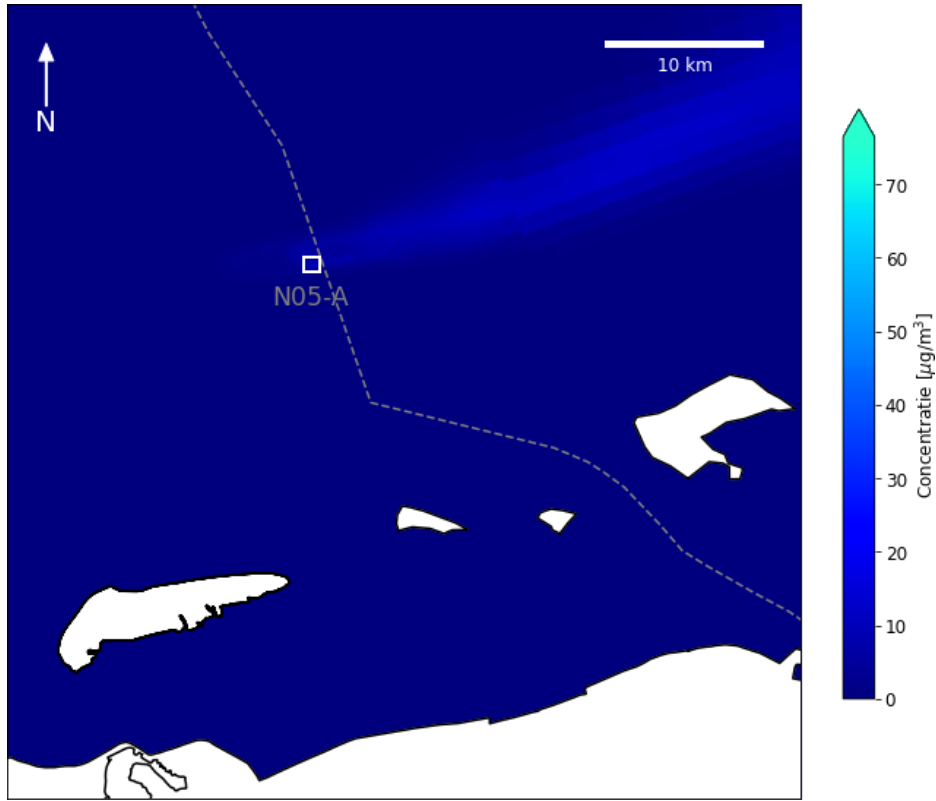


Abbildung 1-2 Ausbreitung der Aromatenkonzentration unter stürmischen Bedingungen. Die Abgasfahne ist lang und liegt in Wind- und Strömungsrichtung (nach Nordosten). Unter diesen Bedingungen sind die Konzentrationswerte in der Abluffahne relativ niedrig.

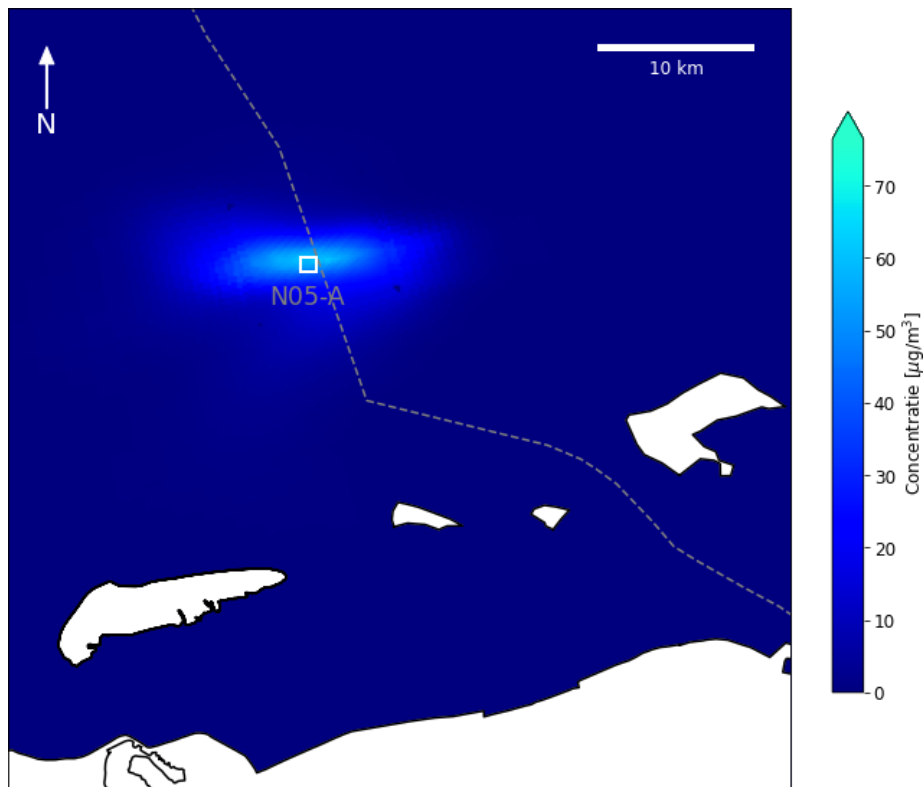


Abbildung 1-3 Ausbreitung der Aromatenkonzentration unter ruhigen Bedingungen. Die Abgasfahne bleibt in der Nähe der Plattform. Unter diesen Bedingungen sind die Konzentrationswerte in der Abluffahne relativ hoch.

Die Fahnenmodellierung wird für zwei Szenarien durchgeführt, um den Bereich möglicher Konzentrationen des Produktionswassers zu bestimmen. Die Szenarien sind so gewählt, dass sie unterschiedliche Strömungsbedingungen berücksichtigen. Die Szenarien sollen nicht dazu dienen, geeignete oder weniger geeignete Zeiträume im Jahr für den Abfluss zu bestimmen, sondern einen Einblick in die Auswirkungen der Abluffahne zu geben. Da beide Szenarien einen längeren Zeitraum abdecken, handelt es sich um Durchschnittswerte und nicht um Extrembedingungen. Die Wahl der beiden Zeiträume basiert auf historischen Daten zu Hydrodynamik und Wind auf der Nordsee aus dem Jahr 2015 und wird in Kapitel 3 beschrieben. Die Tatsache, dass die Förderung in der Realität erst nach 2021 erfolgen wird, wird voraussichtlich nicht zu wesentlich anderen Bedingungen führen.

1.3 Leitfaden zum Lesen

Kapitel 2 enthält eine Beschreibung des Projekts. Kapitel 3 beschreibt die historischen Daten, auf deren Grundlage die Szenarien ausgewählt wurden. Kapitel 4 beschreibt das numerische Modell. Die Ergebnisse des numerischen Modells für die Ausbreitung des Produktionswassers und der damit verbundenen gelösten Stoffe werden in Kapitel 5 vorgestellt. Kapitel 6 schließlich enthält eine Diskussion der Ergebnisse und Kapitel 7 enthält die Schlussfolgerungen und Empfehlungen.

N.B.: Diese Studie macht keine Aussage über die Wirkung der berechneten Konzentrationen. Dies wird in der ökotoxikologischen Studie auf der Grundlage dieser Fahnenstudie geschehen.

2 Beschreibung des Projekts

2.1 Einführung

In diesem Kapitel wird das Projekt N05-A beschrieben, soweit es für diese Studie relevant ist: der Standort der Plattform, eine Beschreibung der Umgebung der Plattform N05-A und die Menge und Zusammensetzung des eingeleiteten Produktionswassers.

2.2 Standort des Projekts

Der Standort der Plattform ist in Abbildung 2-1 dargestellt. Die Plattform N05-A befindet sich etwa zwanzig Kilometer nördlich von Schiermonnikoog und die Wassertiefe beträgt an dieser Stelle etwa 25 Meter.

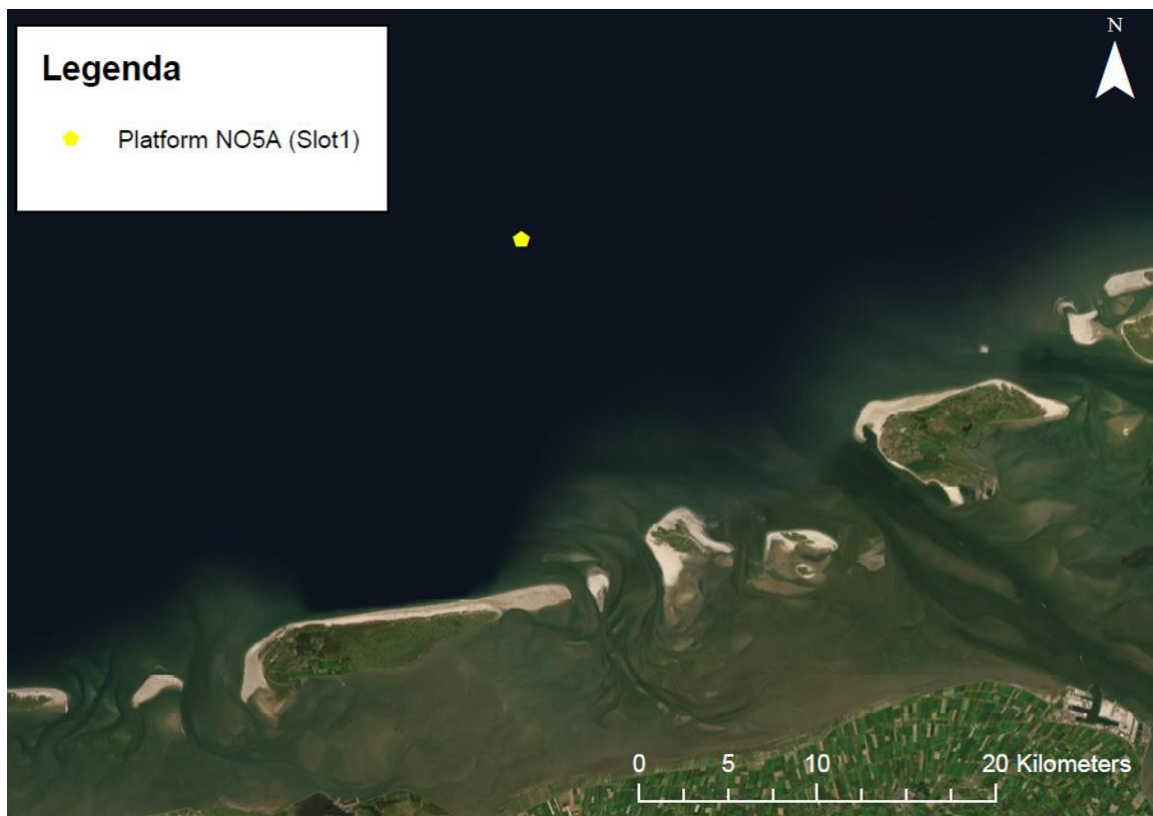


Abbildung 2-1 Standort der Plattform N05-A

Die von ONE-Dyas bereitgestellten Koordinaten für den Standort der Plattform sind im Koordinatensystem ED50 angegeben. Da das Delft3D-Modell das Koordinatensystem RD New verwendet, werden die Koordinaten in dieses umgerechnet, siehe Tabelle2-1.

Tabelle 2-1 Koordinaten der Plattform N05-A

Plattform	Koordinatensystem	Breitengrad (=Y)	Längengrad (= X)
N05-A	ED50	53° 41' 03.7" N	06° 21' 32.2" E
	RD Neu	633605 m	219208 m

2.3 Bestimmung der Quellterme

In dieser Studie wird von einer konstanten Ableitung von Produktionswasser während des Simulationszeitraums ausgegangen. Auch die Zusammensetzung wird als konstant angenommen. Die Ableitung des Produktionswassers erfolgt direkt unter der Wasseroberfläche. Der maximale Abfluss beträgt 60 Kubikmeter Wasser pro Tag, während der meisten Zeit der Gasproduktion wird dieser Wert jedoch niedriger sein. Die folgenden Stoffe werden durch die Einleitung ins Meer freigesetzt:

- 1 Kohlenwasserstoffe:
 - Aromaten, die zu etwa 80 % aus Benzol bestehen
- 2 Metalle:
 - Kadmium
 - Blei
 - Metallisches Quecksilber

Die Konzentrationen der Stoffe im Produktionswasser für die Fahnenmodellierung sind in Tabelle 2-2 dargestellt. Die Zusammensetzung des Produktionswassers ist in der Ergänzung zur Umweltverträglichkeitsprüfung vom Dezember 2021 aufgeführt.

Tabelle 2-2 Konzentrationen von Stoffen in abgeleitetem Produktionswasser. Diese Daten werden als Input für die Fahnenmodellierung verwendet.

Stoff		Konzentration im abgeleiteten Produktionswasser (mg/l)
Kohlenwasserstoffe	Aromaten (ca. 80% Benzol)	110
Metall	Kadmium	0,0025
	Blei	0,01
	Metallisches Quecksilber	0,00012

2.4 Naturschutzgebiete in der Umgebung von N05-A

Die Einleitung von Produktionswasser kann zu erhöhten Konzentrationen von Aromaten, Cadmium, Blei und metallischem Quecksilber in der Wassersäule in der Nähe der Plattform führen. Sowohl in den Niederlanden als auch in Deutschland gibt es mehrere wertvolle Gebiete in diesem Bereich. Dies sind die folgenden Bereiche (siehe Abbildung1-1):

- Borkumer Steine mit dem Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken von WWF und ARK
- Küstengebiet der Nordsee (Natura 2000)
- Borkum Riffgrund (Natura 2000)
- Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzende Küstengewässer (Natura 2000)

Eine ausführliche Beschreibung dieser Gebiete finden Sie in der Umweltverträglichkeitsprüfung für das Projekt N05-A und im dazugehörigen Naturtest.

3 Historische Daten

3.1 Einführung

In diesem Kapitel werden die historischen Daten zu Strömungen, Wellen und Wind in der Nordsee beschrieben. Auf der Grundlage einer Analyse dieser Daten wurden zwei Szenarien ausgewählt (zwei 3-monatige Zeiträume im Jahr 2015), die die Bandbreite der möglichen Ausbreitung des Produktionswassers und der darin gelösten Stoffe wiedergeben.

3.2 Strömungsbedingungen

Es gibt zwei Hauptmechanismen, die die Strömung in der Nordsee antreiben: die Gezeiten und der Wind.

Der Wasserstandsunterschied zwischen Ebbe und Flut beträgt etwa drei Meter. Dieser räumliche und zeitliche Wasserstandsunterschied erzeugt Gezeitenströmungen. Die Gezeiten wechseln alle sechs Stunden von Ebbe zu Flut und umgekehrt. Die Flut fließt in Richtung Osten und die Ebbe in Richtung Westen. Aufgrund der großräumigen Strömungszirkulation in der Nordsee ist die Gezeitenströmung im Osten etwas stärker als die Ebbe im Westen.

Die Gezeiten in der Nordsee stammen von den Gezeiten des Atlantiks, da die Nordsee zu klein ist, um ihre eigenen Gezeiten zu erzeugen. Die Flutwellen gelangen über den Ärmelkanal und den Eingang zwischen Schottland und Norwegen in die Nordsee. Diese Gezeitenwellen bewegen sich aufgrund des Coriolis-Effekts gegen den Uhrzeigersinn. Abbildung 3-1 zeigt den großräumigen Verlauf der Flutwelle an der niederländischen Küste. Die Gezeitenwelle und damit die großräumige Strömung verläuft vom Süden der Niederlande entlang der niederländischen Küste nach Norden in Richtung Dänemark. Nördlich der Watteninseln ist die Gezeitenströmung von Südwesten nach Nordosten gerichtet.

Abbildung 3-2 und Abbildung 3-3 zeigen ein typisches Strömungsmuster zu Zeiten drei Stunden vor und drei Stunden nach Hochwasser. Nördlich von Schiermonnikoog fließt die Strömung mit 0-1,0 m/s bei steigender Flut hauptsächlich von Osten nach Ost-Nordosten. Um die Watteninseln herum und südlich von ihnen gibt es eine starke Strömung von 2-3 m/s, die nach Süden in Richtung Wattenmeer und Emsmündung fließt. Bei ablaufender Flut geht die Strömung in die entgegengesetzte Richtung.

Neben der gezeitenbedingten Strömung gibt es auch eine windbedingte Strömung. Der Wind in der Nähe der Wasseroberfläche erzeugt eine Strömung in der Richtung des Windes. Dies gilt vor allem für den oberen Teil der Wassersäule. Die jährlichen Stromgeschwindigkeiten in der Nähe des Bahnsteigs sind in Abbildung 3-4 dargestellt. Dies zeigt den starken Gezeitenstrom in Ost-West-Richtung. Die täglichen Spitzenwerte der Gezeitenströmung liegen bei etwa 0,5 m/s in der Mitte der Wassersäule.

Die maximale jährliche Strömungsgeschwindigkeit, die anhand von Modellen [1] ermittelt wurde und durch eine Kombination aus Gezeiten und Wind verursacht wird, liegt in der Größenordnung von 1 m/s nahe der Wasseroberfläche, 0,9 m/s in der Mitte der Wassersäule und 0,74 m/s in der Nähe des Meeresbodens am Standort der Plattform.



Abbildung 3-1 Verlauf der Flutwelle durch die Nordsee (Quelle: Ecomare)

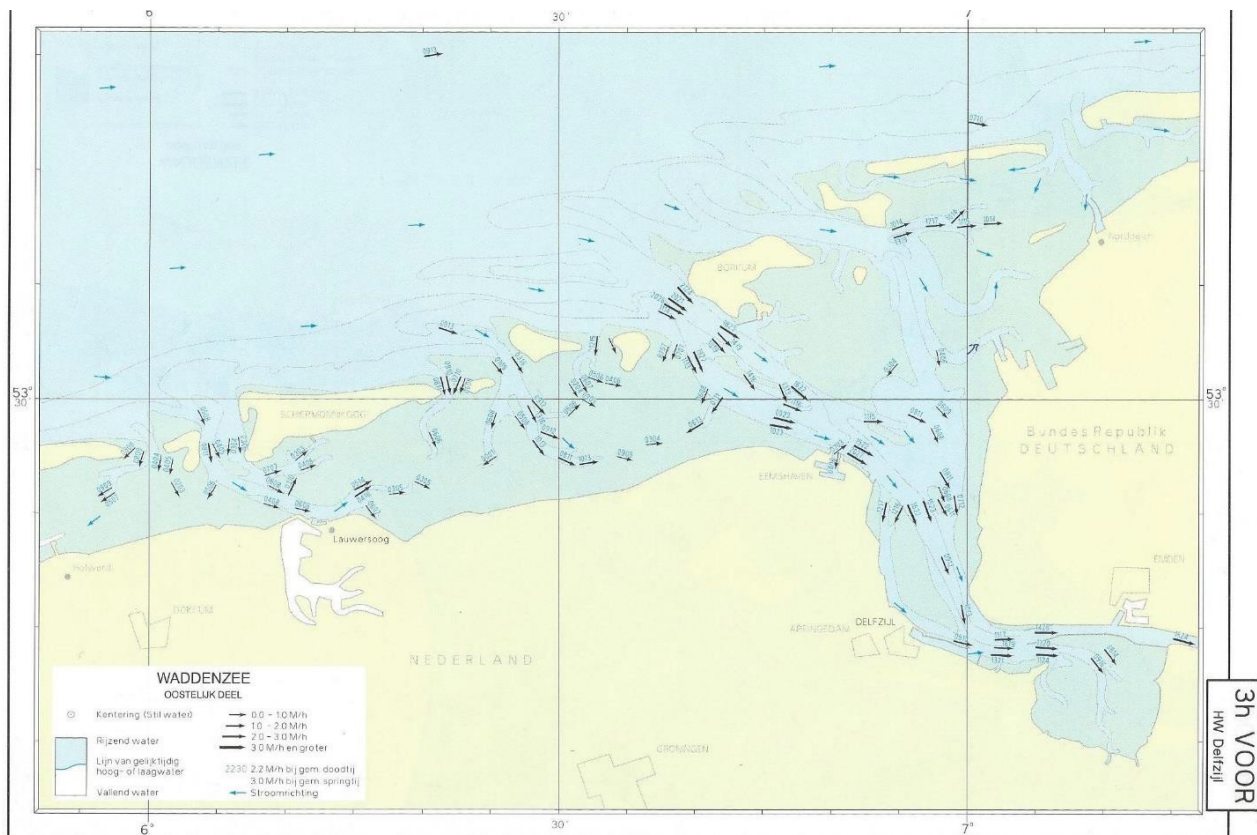


Abbildung 3-2 Typisches Abflussmuster 3 Stunden vor dem Hochwasserscheitel (Quelle: Flussatlas)

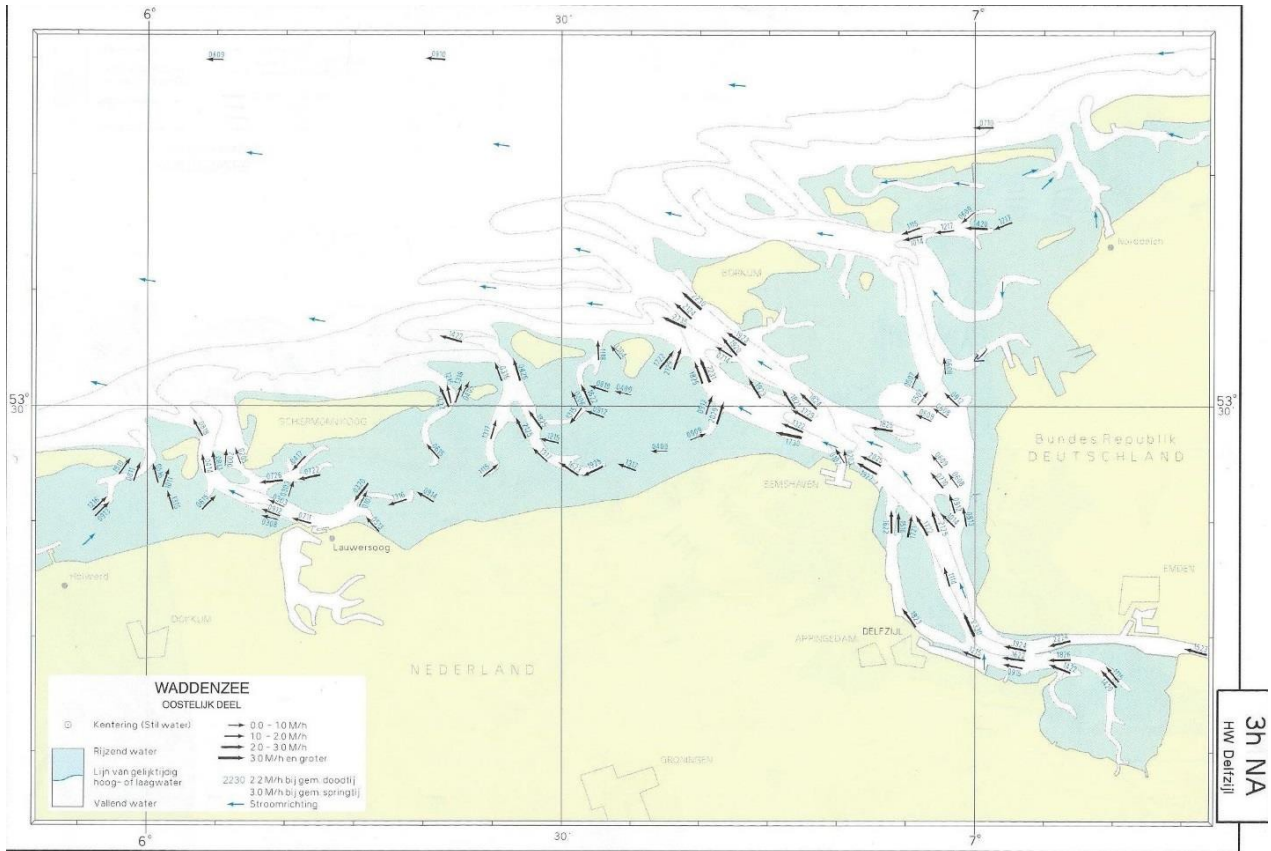


Abbildung 3-3 Typisches Abflussmuster 3 Stunden nach dem Hochwasserscheitel (Quelle: Flussatlas)

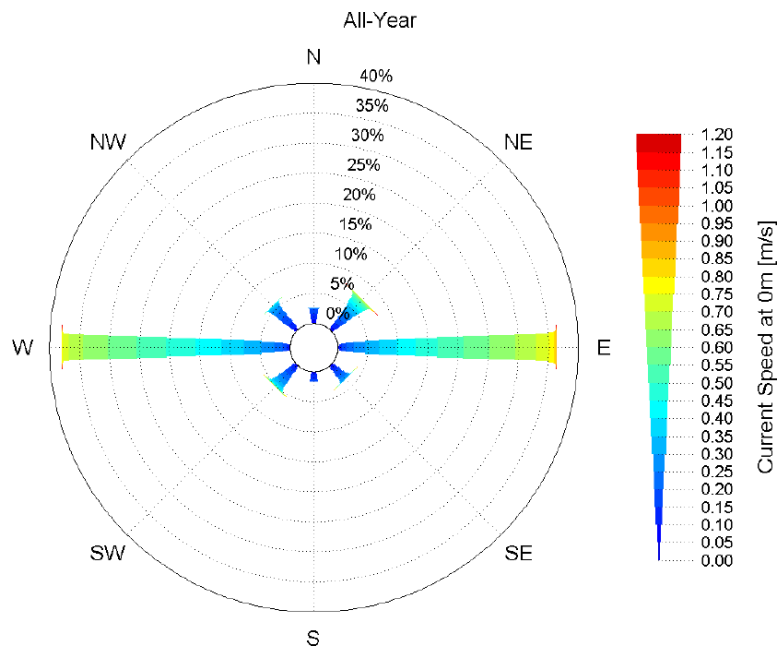


Abbildung 3-4 Jährliche Strömungsrose in der Nähe des Plattformstandorts (Quelle: [2])

3.3 Wasserstand

Die Gezeiten sind der Hauptmotor für die Strömung um die Plattform herum, mit einem Ebbe-Flut-Zyklus zweimal am Tag. Zu den Schwankungen des Wasserstandes durch die Gezeiten kommt eine Schwankung des Wasserstandes durch Wind und Stürme hinzu. Ein Sturm geht oft mit einem Tiefdruckgebiet und einem vorübergehenden, lokalen Anstieg des Wasserstands einher. Der Wind kann den Wasserstand je nach Windrichtung entweder anheben oder senken.

Der Wasserstandsverlauf für das Jahr 2015 in der Nähe der Plattform ist in Abbildung 3-5 dargestellt. Dazu wurden Messdaten der Messplattform Huibertgat, nordöstlich des Schiermonnik-Auges, verwendet. Diese Abbildung zeigt, dass es an einem Tag zwei Fluten und zwei Ebbe gibt. Alle vierzehn Tage gibt es eine Springflut (Sonne, Mond und Erde stehen in einer Linie, was bedeutet, dass sich die Gezeitenkräfte von Sonne und Mond gegenseitig verstärken): Die Gezeitenamplitude ist am größten. Zwischen zwei Springfluten liegt eine Nippflut (die Gezeitenkräfte von Sonne und Mond stehen senkrecht zueinander), so dass die Gezeitenamplitude minimal ist.

Die höchsten Wasserstände treten im Herbst und Winter auf, mit Wasserstandsspitzen von etwa 2,50 m +NAP.

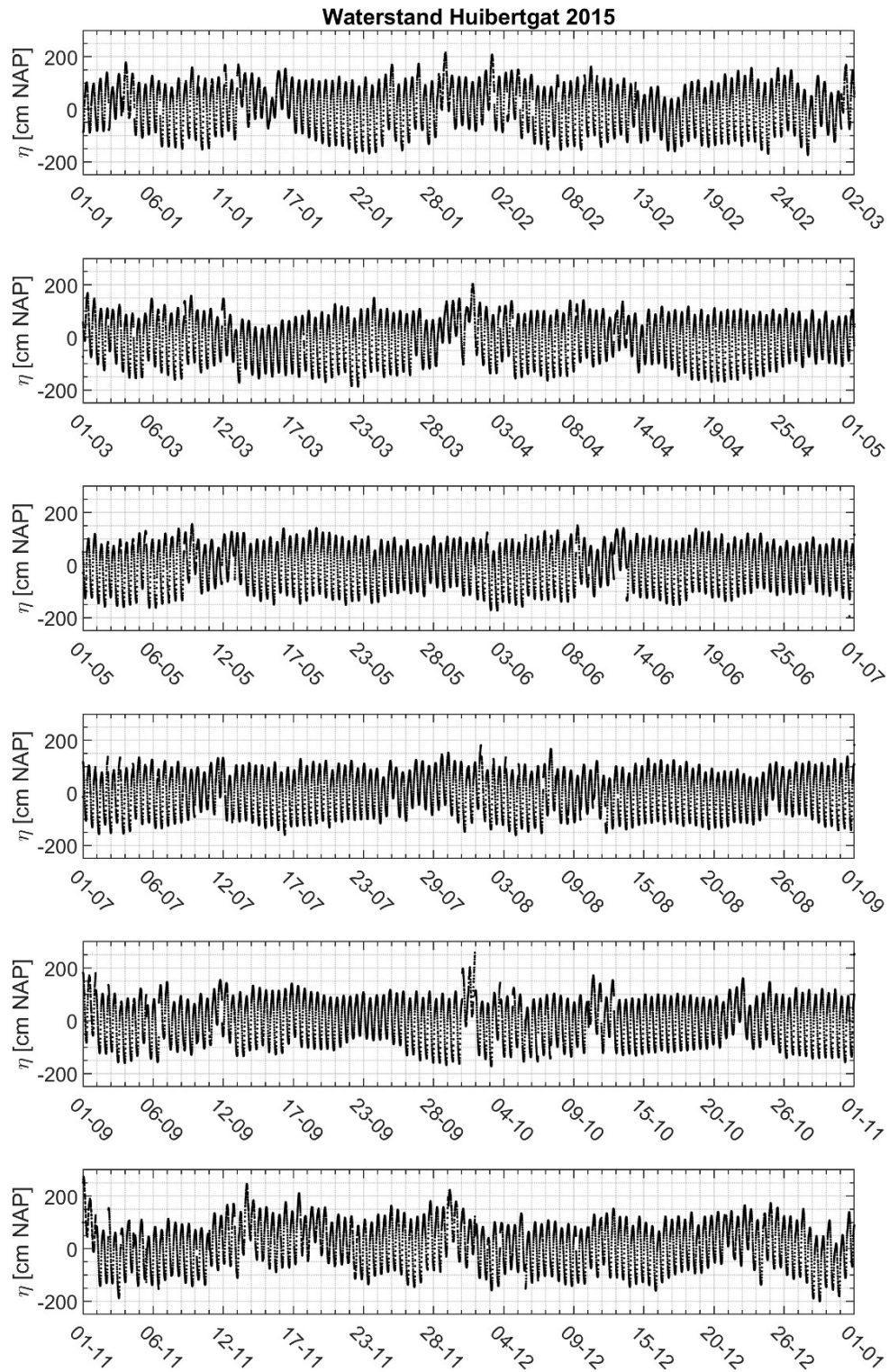


Abbildung 3-5 Wasserstand am Huibertgat für das Jahr 2015

Basierend auf den Messdaten der Pegelstation Huibertgat zwischen 2000 und 2019 wurden die astronomischen Wasserstände ermittelt, siehe Tabelle3-1.

Tabelle 3-1 Astronomische Wasserstände am Huibertgat.

	Höhe [m MSL]
HAT (Höchste astronomische Flut)	3,15
MHWS (Mittlere Hochwassermarke)	1,34
MHHW (Mittleres Hochwasser)	1,09
MHW (Mittleres Hochwasser)	0,88
MHWN (Mittleres Hochwasser)	0,82
MSL (Mittelstufe = NAP)	0,00
MLWN (Mittlere Niedrigwasserflut)	-0,74
MLW (Mittleres Niedrigwasser)	-0,91
MLLW (Mittleres Niedrigwasser)	-1,12
MLWS (Mittlerer Niedrigwassersprung)	-1,39
LAT (Niedrigste astronomische Flut)	-2,63

3.4 Wind

In Abbildung 3-6 und Abbildung 3-7 sind die Windstatistiken für den Zeitraum 2000-2019 an der Messstation Huibertgat [3] anhand von Windrosen (Abbildung 3-6) und monatlichen Statistiken (Abbildung 3-7) dargestellt. Die vorherrschende Windrichtung ist das ganze Jahr über Südwest, was jedoch im Laufe der Jahreszeiten variiert. Die meisten Windgeschwindigkeiten über 15 m/s kommen aus dem Süden, Südwesten oder Südosten.

Auf der Grundlage einer Extremwertanalyse der Winddaten für die Jahre 2000-2019 wurde die höchste Windgeschwindigkeit ermittelt, die einmal im Jahr auftritt: Sie beträgt 21,26 m/s. Das bedeutet, dass diese Windgeschwindigkeit im Durchschnitt einmal pro Jahr überschritten wird. Diese Windgeschwindigkeit ist vergleichbar mit der in [4] angegebenen einmaligen Windgeschwindigkeit von 22,0 m/s und der in [2] angegebenen einmaligen Windgeschwindigkeit pro Jahr.

Abbildung3-7 zeigt die durchschnittlichen und maximalen Windverhältnisse pro Monat. Sie zeigt, dass die höchsten Windgeschwindigkeiten im Herbst und Winter auftreten.

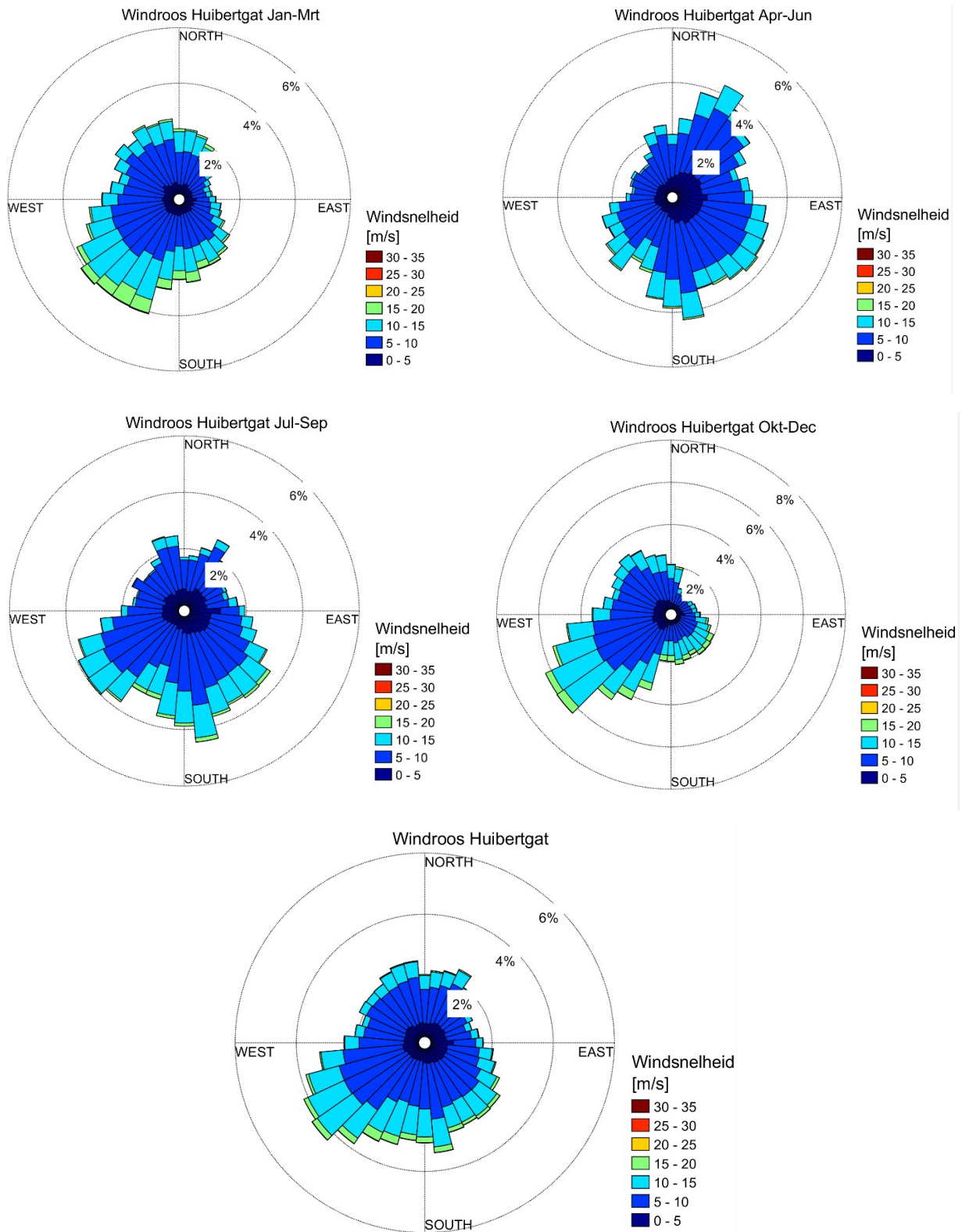


Abbildung 3-6 Windrosen am Huibertgat für die vier Jahreszeiten und das ganze Jahr (für die Jahre 2000 - 2019). Die Richtung gibt an, aus welcher Richtung der Wind kommt.

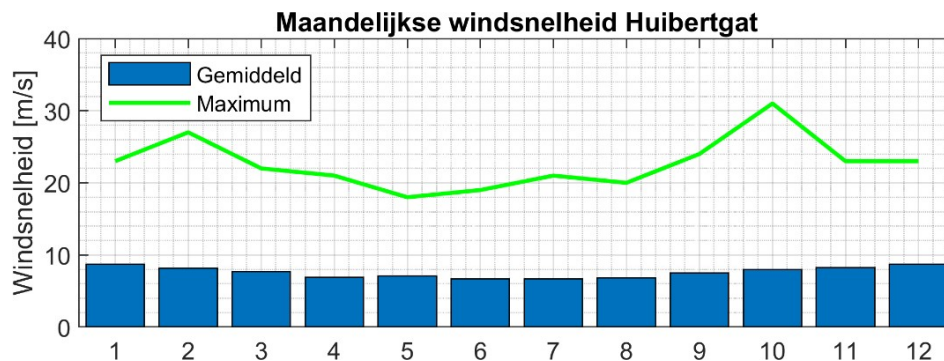


Abbildung 3-7 Veränderung der mittleren und maximalen monatlichen Windgeschwindigkeit und am Huibertgat für die Jahre 2000 - 2019

Die Windgeschwindigkeit am Huibertgat [3] im Jahr 2015 ist in Abbildung 3-8 dargestellt. Für die ersten 2,5 Monate des Jahres 2015 liegen von dieser Wetterstation keine Daten vor. Daher werden diese Monate in den Modellszenarien nicht berücksichtigt. Dies stellt jedoch kein Problem dar, da statistisch gesehen (für Daten zwischen 2000 und 2019) im Herbst mindestens gleich hohe Windgeschwindigkeiten auftreten (siehe auch Abbildung 3-7). Das zeigt sich auch hier: Im November und Dezember 2015 waren die Windgeschwindigkeiten ebenfalls relativ hoch.

Die typische Windgeschwindigkeit im restlichen Jahr 2015 lag unter 10 m/s, mit einigen Spitzenwerten zwischen 15 und 20 m/s. Dies stimmt auch mit den mehrjährigen Daten überein, siehe Abbildung 3-6 und Abbildung 3-7. Im März kam es zu einem starken Sturm mit einer Windgeschwindigkeit von etwa 23 m/s. Das macht ihn zu einem etwas schwereren Sturm als den einmal im Jahr auftretenden Sturm.

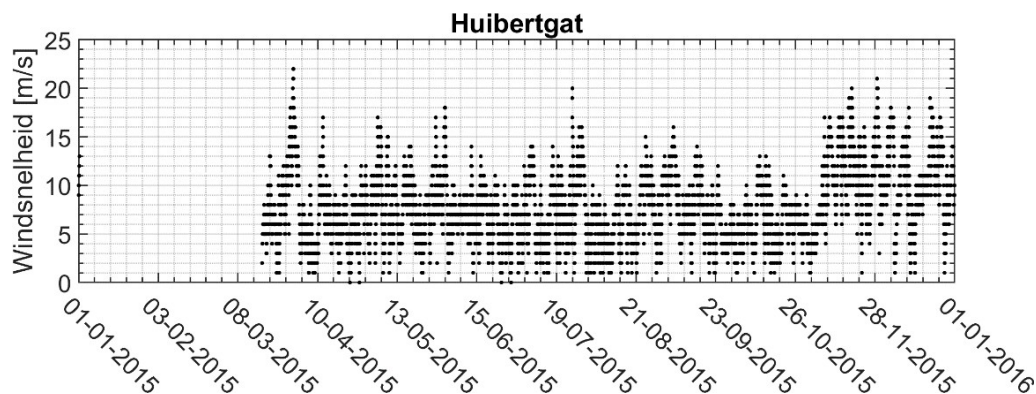


Abbildung 3-8 Windgeschwindigkeit für das Jahr 2015 am Huibertgat.

3.5 Wahl des Szenarios

Die Fahnenmodellierung wird für zwei Szenarien durchgeführt, um den Bereich möglicher Konzentrationen des Produktionswassers zu bestimmen. Dies liegt daran, dass sich das Produktionswasser und die gelösten Stoffe unter verschiedenen Bedingungen unterschiedlich ausbreiten.

Wie bereits in Abschnitt 1.2 beschrieben, hängen die Form und die Konzentrationen innerhalb der Abgasfahne von den Bedingungen (Wind und Strömung) ab:

- Je stärker die Strömung, desto weiter werden die Stoffe im Produktionswasser transportiert und desto

größer ist die Fahne. Die Konzentrationen in der Abluffahne sind in diesem Fall niedriger.

- Bei Windstille bleibt die Abgasfahne näher am Standort der Plattform, und die Konzentrationen in der Abgasfahne sind in diesem Fall höher.

Diese beiden Extreme können als der Unterschied zwischen einem Pfannkuchen und einer Scheibe Brot dargestellt werden. Um diese Extreme zu bestimmen, wurden zwei Szenarien definiert.

Die Szenarien, in denen sich die Wind- und Strömungsbedingungen unterscheiden, sind in Abbildung 3-9 und Abbildung 3-10 dargestellt und lauten wie folgt:

- **Szenario März - Juni:** eine Periode mit einem großen Sturm, gefolgt von einer durchschnittlichen Periode. Der Abflusszeitraum reicht von Ende März bis Mitte Juni, die Modellberechnung von Mitte März bis Mitte Juni. Charakteristisch für dieses Szenario ist, dass am 31. März ein Sturm auftrat, bei dem die einmal im Jahr auftretende Windbedingung erreicht wurde. Während des Sturms kommt der Wind aus dem Westen. Vor und nach dem Sturm ist es relativ ruhig. Während der Sturmperiode wird erwartet, dass die Konzentrationen eine flache, lange Fahne bilden, und während der ruhigen Tage vor und nach dem Sturm wird erwartet, dass die Konzentrationen eine dicke, kurze Fahne bilden.
- **Szenario September - Dezember:** eine sehr ruhige Periode, gefolgt von einer Periode mit höheren Windgeschwindigkeiten. Der Abflusszeitraum erstreckt sich von Anfang Oktober bis Ende Dezember, und die Modellberechnung läuft von Ende September bis Ende Dezember. Charakteristisch für dieses Szenario ist, dass die Windgeschwindigkeiten im Oktober gering waren, so dass die Konzentrationen eine kurze, dichte Wolke bilden dürften. Der Wind kommt zeitweise aus dem Osten. In den Monaten November und Dezember nehmen die Wind- und Strömungsgeschwindigkeiten zu, der Wind kommt dann hauptsächlich aus dem Westen.

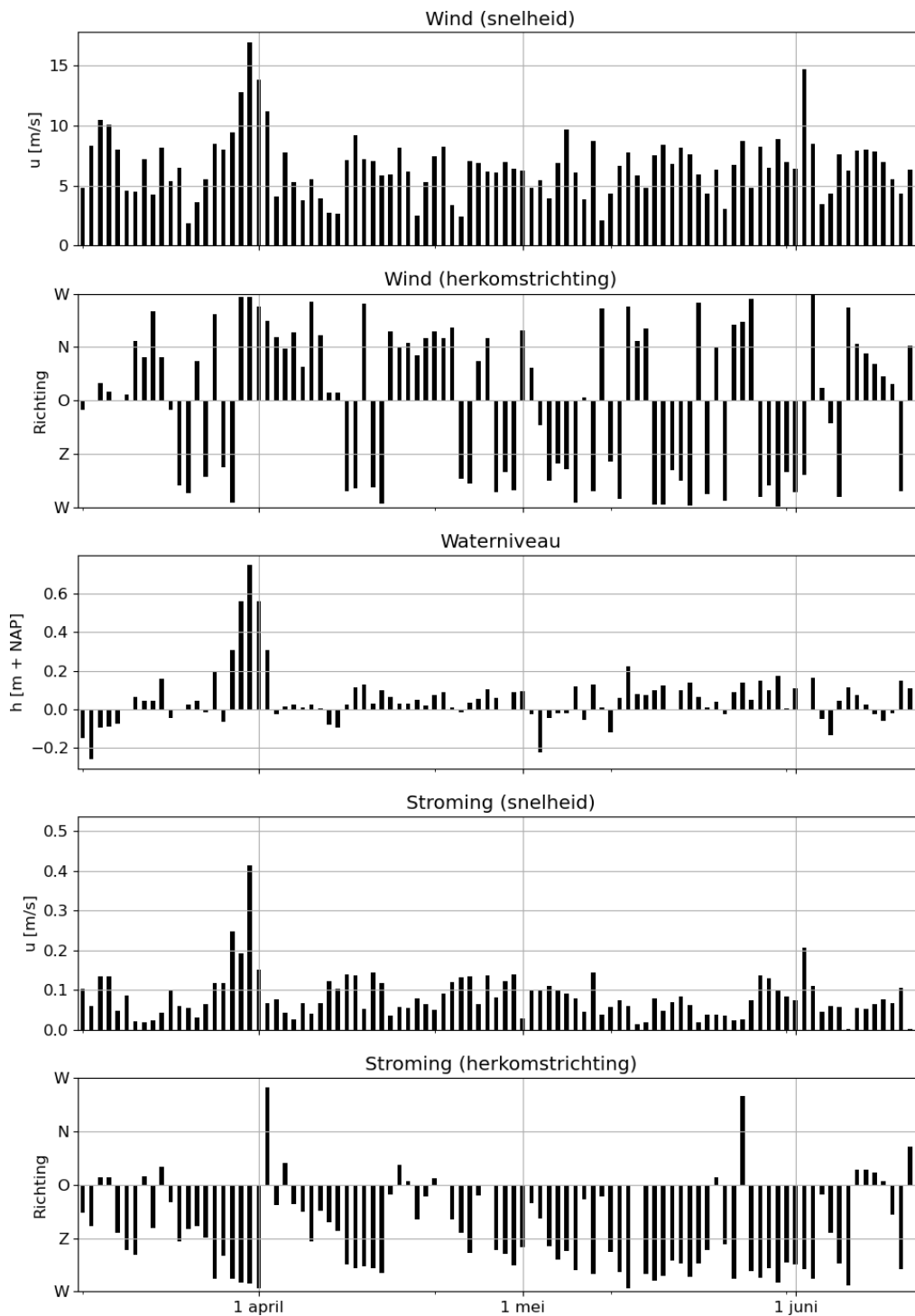


Abbildung 3-9 Tägliche Durchschnittsbedingungen für das Szenario März - Juni

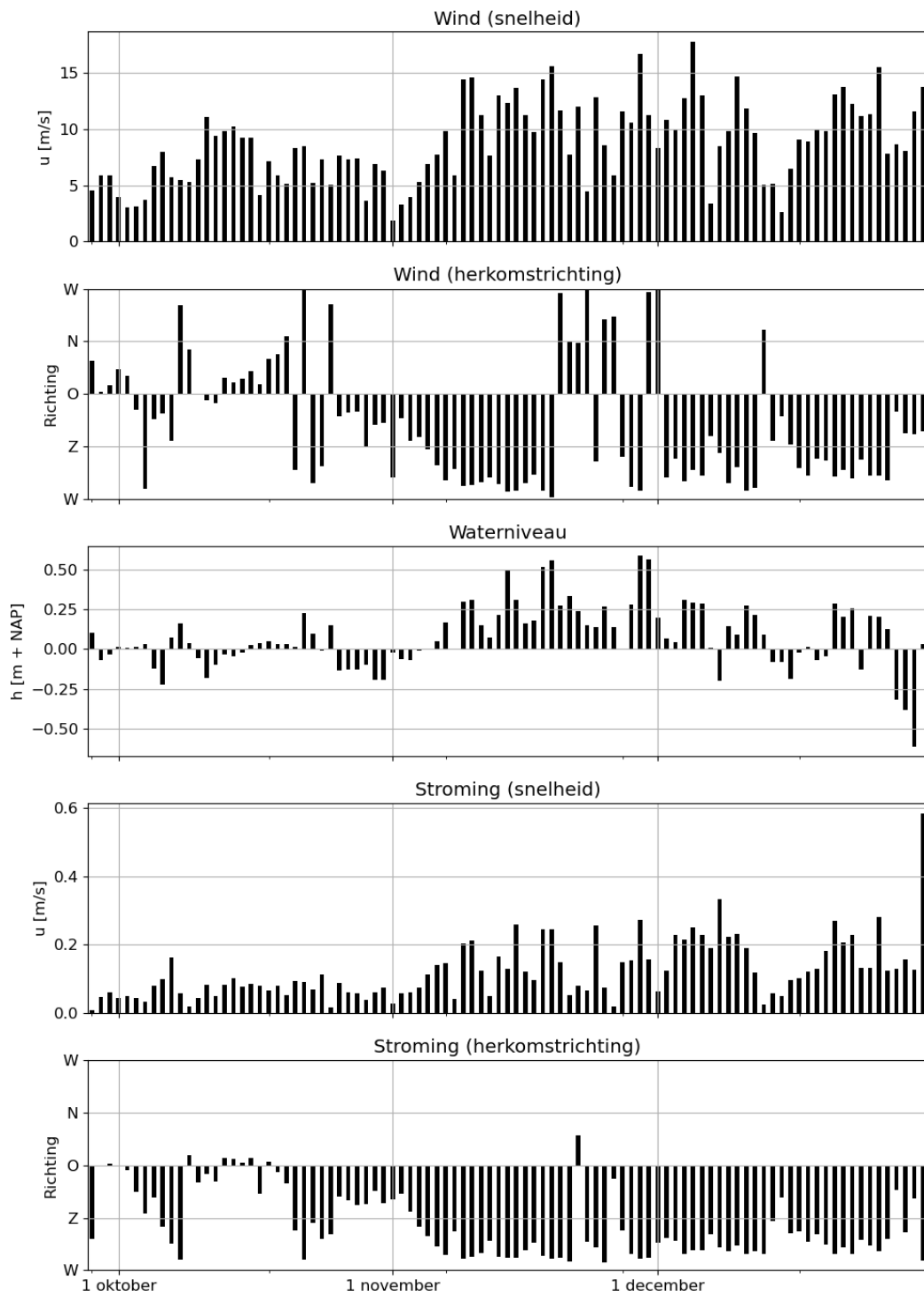


Abbildung 3-10 Tägliche Durchschnittsbedingungen für das Szenario September - Dezember

4 Entwurf und Validierung des numerischen Modells

4.1 Einführung

In diesem Kapitel wird der Aufbau des numerischen Modells erläutert. Für diese Studie wurde das bestehende, vollständig kalibrierte und validierte Delft3D-Modell der Nordsee verwendet. Dieses Modell wurde an die spezifischen Anforderungen des Modells in dieser Studie angepasst. Das Modell und die Anpassungen werden hier kurz erläutert, eine detaillierte Beschreibung findet sich im Bericht über die Fahnenmodellierung für die Bohrphase [5].

4.2 Verwendete Software

Für die Modellierung der Ablufffahne wurde die Software Delft3D verwendet. Diese Software wurde von Delta-res entwickelt und wird weltweit zur Modellierung von Strömungen und Wasserqualität in Küsten und Flüssen eingesetzt.

Darüber hinaus wird Delft3D häufig in Fahnenstudien eingesetzt. Die Modellierungssoftware Delft3D kann verschiedene Arten von Stoffen modellieren, darunter auch gelöste Stoffe ("Tracer"). Für diese Studie wurde die Version 4.04.01 verwendet.

4.3 Modellschema

4.3.1 Bestehendes Modell

Für die Nordsee ist ein kalibriertes und validiertes Modellschema für Delft3D verfügbar: das Modellschema für die südliche Nordsee (ZUNO). Dieses Modell deckt einen großen Teil der Nordsee ab, einschließlich des Wattengebiets. Das ZUNO-Modell ist ein 3-dimensionales Modell mit zwölf Schichten in der Tiefe. Das ZUNO-Modell ist im Koordinatensystem RD Neu aufgebaut, die vertikale Bezugsebene ist NAP.

Die folgenden Prozesse werden im ZUNO-Modell simuliert:

- Gezeitenstrom
- Durchflussmengen aus Flüssen
- Atmosphärischer Druck
- Windgeschwindigkeit
- Lufttemperatur
- Relative Luftfeuchtigkeit
- Wolkendecke
- Dichtestrom aufgrund von schwankendem Salzgehalt und Temperatur

Das bestehende ZUNO-Modell, das von Deltares geliefert wurde, diente als Grundlage für die Modellschematisierung in dieser Studie. Dies ist die Version 3 des ZUNO-Modells (Delft3D-FLOW_North Sea-ZUNO-DD_j03-j15_v03) mit den entsprechenden Randbedingungen für die Jahre 2012-2015.

Das ZUNO-Modell ist für die Fahnenmodellierung in der Bohrphase geeignet [5]. Die wichtigsten Änderungen sind:

- Verfeinerung des Rechengitters in der Nähe des Bahnsteigstandortes, so dass die Rechengitterzellen in der Nähe des Bahnsteigstandortes eine Länge von ca. 100 m haben (siehe



- Hinzufügung der Wellenmodellierung;
- Hinzufügung von Abflusstoffen am Standort der Rampe;
- Hinzufügung zusätzlicher Modellausgangspunkte, auch entlang der empfindlichen Naturgebiete.

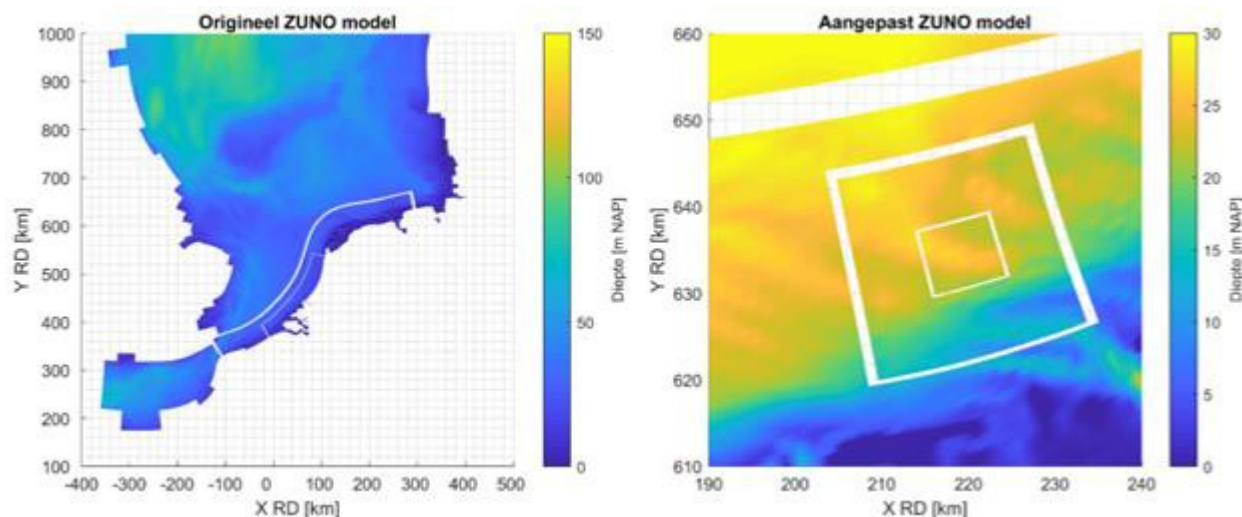


Abbildung 4-1 Visualisierung der Verfeinerung des Rechengitters in der Nähe der Plattform im modifizierten ZUNO-Modell, verglichen mit dem ursprünglichen ZUNO-Modell (Quelle: [5])

4.3.2 Anpassungen des Modells

Für Fahnenstudien im Auftrag der Produktionswasserforschung wurde das Modell erneut angepasst. Die neuen Änderungen sind:

- Anpassung der Lage der Rampe an ihre neue, südlichere Lage;
- Anpassung der Abflussmenge und der Konzentrationen;
- Berichtigung des korrekten Standorts des Projekts zur Wiederherstellung der Austerbänke.
- Ausgenommen Wellen (siehe unten);

Wie in Abschnitt 2.2 beschrieben, befindet sich der Standort des Bahnsteigs (219208, 633605) im Koordinatensystem der RD New. Der neue Standort der Plattform wird in die Ausgabepunkte des Modells aufgenommen.

Bei der Modellierung wird eine konstante Menge an Produktionswasser am Standort der Plattform abgeleitet. Die abgeleitete Durchflussmenge basiert auf der maximalen Produktionswassermenge von 60 m³/Tag. Die Konzentrationen der in diesem Produktionswasser berücksichtigten Stoffe sind in Tabelle 4-1 aufgeführt.

Angesichts der konstanten Konzentrationen der betrachteten Stoffe im Produktionswasser wurden die betrachteten Stoffe als ein Tracer (Indikatorsubstanz) modelliert. Die berechnete Konzentration dieses Tracers im Meerwasser wurde bei der Verarbeitung der Modellergebnisse auf der Grundlage der Konzentrationen im eingeleiteten Produktionswasser in Konzentrationen von Aromaten, Cadmium, Blei und metallischem Quecksilber im Meerwasser umgerechnet. In dieser Fahnenstudie wurde die Konzentration von Aromaten und nicht die Konzentration von Benzol verwendet.

Tabelle 4-1 Konzentrationen von Stoffen im abgeleiteten Produktionswasser

Stoff		Konzentration im abgeleiteten Produktionswasser (mg/l)
Kohlenwasserstoffe	Aromaten (ca. 80% Benzol)	110
Metall	Kadmium	0,0025
	Blei	0,01
	Metallisches Quecksilber	0,00012

Abbildung 4-3 zeigt die Ableitung im Modell für Aromaten, eine der Substanzen, die im Produktionswasser enthalten sind. Für die anderen Stoffe gilt der gleiche zeitliche Ablauf, allerdings mit einer anderen Ausstoßbelastung. Die Einleitungsfracht steht in direktem Zusammenhang mit der Konzentration im eingeleiteten Produktionswasser.

Jedes Szenario beginnt mit einem 7-tägigen Einlauf des Modells ohne Ableitung von Produktionswasser, um eine einigermaßen stabile Situation zu erreichen.

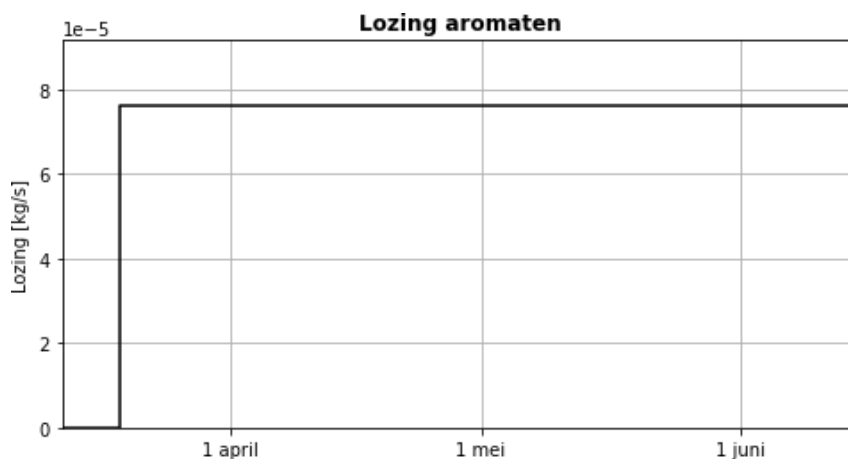


Abbildung 4-2 Zeitreihe des Quellterms für Aromaten, wie im Modell für das Szenario März - Juni vorgegeben

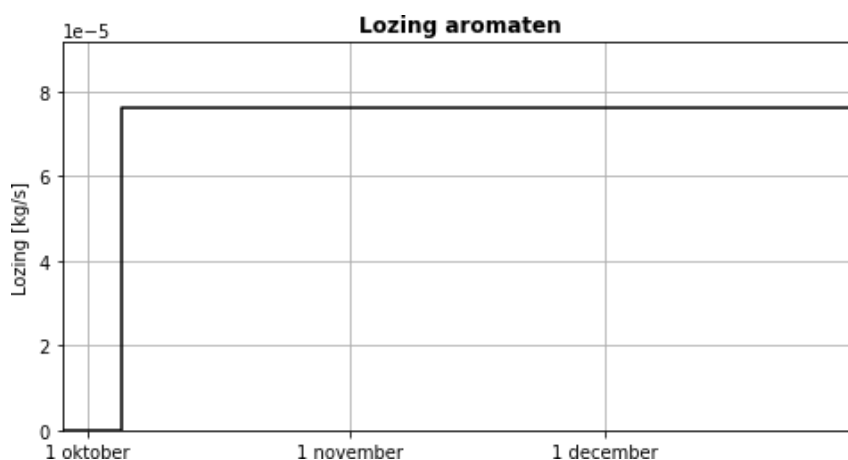


Abbildung 4-3 Zeitreihe des Quellterms für Aromaten, wie im Modell für das Szenario September - Dezember vorgegeben

Die Beobachtungspunkte des Modells, auch Modellausgabepunkte genannt, sind in Tabelle 4-2 aufgeführt. Im Vergleich zur Fahnenstudie für das Bohrloch [5] wurde der Standort der Plattform hinzugefügt und der Standort des Projekts zur Wiederherstellung der Austernbänke. Für das Projekt zur Wiederherstellung der



**Royal
HaskoningDHV**

Austernbänke wird in dieser Studie der Punkt angenommen, der dem Einleitungspunkt am nächsten liegt, da dort die höchste Konzentration auftritt.

Dieser nächstgelegene Punkt ist die südliche Spitze des 500 mal 500 Meter großen Gebiets um das Projekt zur Wiederherstellung der Austerbank.

Tabelle 4-2 Standorte der Beobachtungspunkte in der Nähe der Plattform und der empfindlichen Gebiete. Die Koordinaten sind im Koordinatensystem RD New.

Standort	X [m]	Y [m]
N05-A	219208	633605
Projekt zur Wiederherstellung von Austerbänken (Südspitze)	218619	635267
Küstengebiet der Nordsee	218833	621022
Rottumerplaat	225000	619000
Borkum Riffgrund	218280	638061
Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzender Küstensee	220839	631705

Die Standorte der Beobachtungspunkte sind ebenfalls in Abbildung 4-4 dargestellt. Die Abbildung zeigt, dass das Projekt zur Wiederherstellung von Austerbänken der nächstgelegene Beobachtungspunkt ist, während die Küstenzone der Nordsee und die Rottumer Platte relativ weit von der Plattform entfernt sind.

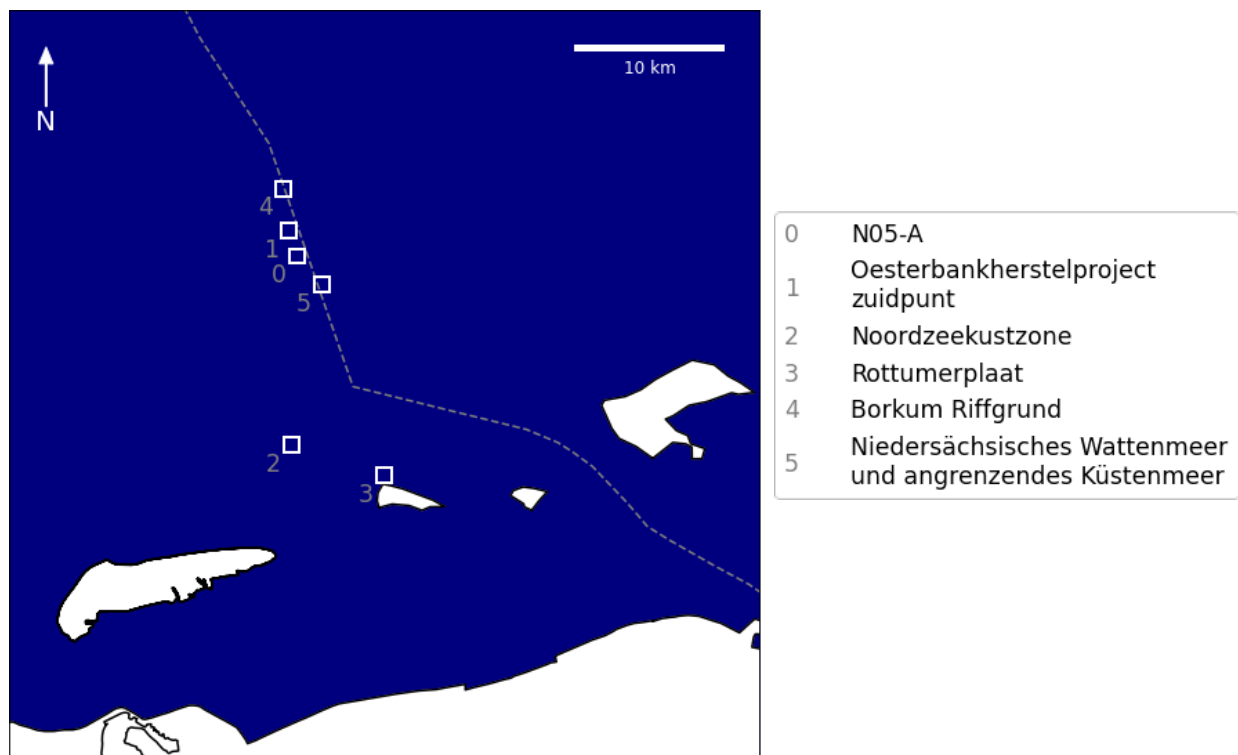


Abbildung 4-4 Standorte der Beobachtungspunkte in der Nähe des Bahnsteigs und der empfindlichen Gebiete

Wellen wurden in dieser Fahnenstudie nicht berücksichtigt, da nur Tracer modelliert wurden, ohne Sediment. Sedimenttransport, Setzung und Erosion hängen zum Teil von der durch die Wellen erzeugten Scherspannung ab. Die Ausbreitung von Tracern wird dagegen nicht durch Wellen beeinflusst. Außerdem ist die Wassertiefe am Standort der Plattform so tief, dass es keine wellenbedingten Strömungen gibt.

5 Ausbreitung von Stoffen Produktionswasser um N05-A

5.1 Allgemein

In diesem Kapitel werden die Modellergebnisse für die beiden Szenarien beschrieben. Die Szenarien und ihre Grundlagen werden in Abschnitt 3.5 beschrieben. Ziel der Szenarien ist es, die Bandbreite der Konzentrationen aufgrund der Ausbreitung der Schadstofffahne durch die Modellierung verschiedener Bedingungen wie Gezeiten und Wind zu analysieren.

Zusammenfassend kann man sagen, dass es sich um zwei Szenarien handelt:

- **Szenario März - Juni:** eine Periode mit einem großen Sturm, gefolgt von einer durchschnittlichen Periode.
- **Szenario September - Dezember:** eine sehr ruhige Periode, gefolgt von einer Periode mit höheren Wind- und Strömungsgeschwindigkeiten.

Für beide Szenarien sind die folgenden Abbildungen mit den Ergebnissen enthalten:

- Zeitreihen mit den täglichen Durchschnittskonzentrationen der Stoffe im Produktionswasser für die Beobachtungspunkte in der unteren Wasserschicht in der Nähe des Meeresbodens;
- Zeitreihen mit wöchentlichen Durchschnittskonzentrationen der Stoffe im Produktionswasser für die Beobachtungspunkte in der unteren Wasserschicht in der Nähe des Meeresbodens;
- Karten mit den maximalen durchschnittlichen Tageskonzentrationen der Stoffe im Produktionswasser in der unteren Wasserschicht in der Nähe des Meeresbodens.

In Abschnitt 5.2 werden die Ergebnisse für das Szenario März - Juni beschrieben. In Abschnitt 5.3 werden die Ergebnisse für das Szenario September - Dezember beschrieben. Die Ergebnisse werden pro Stoff dargestellt. Abschnitt 5.4 gibt schließlich einen Überblick über die Ergebnisse für beide Szenarien.

5.2 Szenario März - Juni

5.2.1 Konzentration von Aromaten

Tägliche und wöchentliche Durchschnittskonzentration von Aromaten

Abbildung 5-1 (Tagesmittelwert) und Abbildung 5-2 (Wochenmittelwert) zeigen die Aromatenkonzentration als Ergebnis der Ableitung von Produktionswasser im Laufe der Zeit in der unteren Wasserschicht an den folgenden Stellen:

0. N05-A-Plattform
1. Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (südlichster Punkt)
2. Küstengebiet der Nordsee
3. Rottumerplaat
4. Borkum Riffgrund
5. Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzender Küstensee

Die Modellierungsergebnisse zeigen, dass die Konzentration von Aromaten in der Nähe des Meeresbodens am Standort der Plattform stark schwankt. An Tagen mit relativ starker Strömung sind die Konzentrationen relativ niedrig (oft weniger als $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$), während an Tagen mit ruhigerer Strömung die Konzentrationen auf etwa $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ansteigen. Bei ruhiger Strömung verbleiben die Stoffe lange Zeit am Standort der Plattform. Ende März kommt es zu einem großen Sturm, so dass die Konzentrationen in diesem Zeitraum erheblich abnehmen. Im April

Konzentrationen bleiben über einen längeren Zeitraum auf höheren Werten, da in diesem Monat keine nennenswerten Stürme auftreten und der Wind aus verschiedenen Richtungen kommt.

Die Modellierungsergebnisse zeigen auch, dass die Konzentration am Projekt zur Wiederherstellung der Austernbänke einem ähnlichen Muster folgt. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sich das Projekt zur Wiederherstellung der Austernbänke in der Nähe der Einleitungsstelle befindet. Infolgedessen schwanken die Konzentrationen am Projekt zur Wiederherstellung der Austernbänke; bei geringem Durchfluss um die Einleitungsstelle sind sie relativ hoch, bei hohem Durchfluss niedriger.

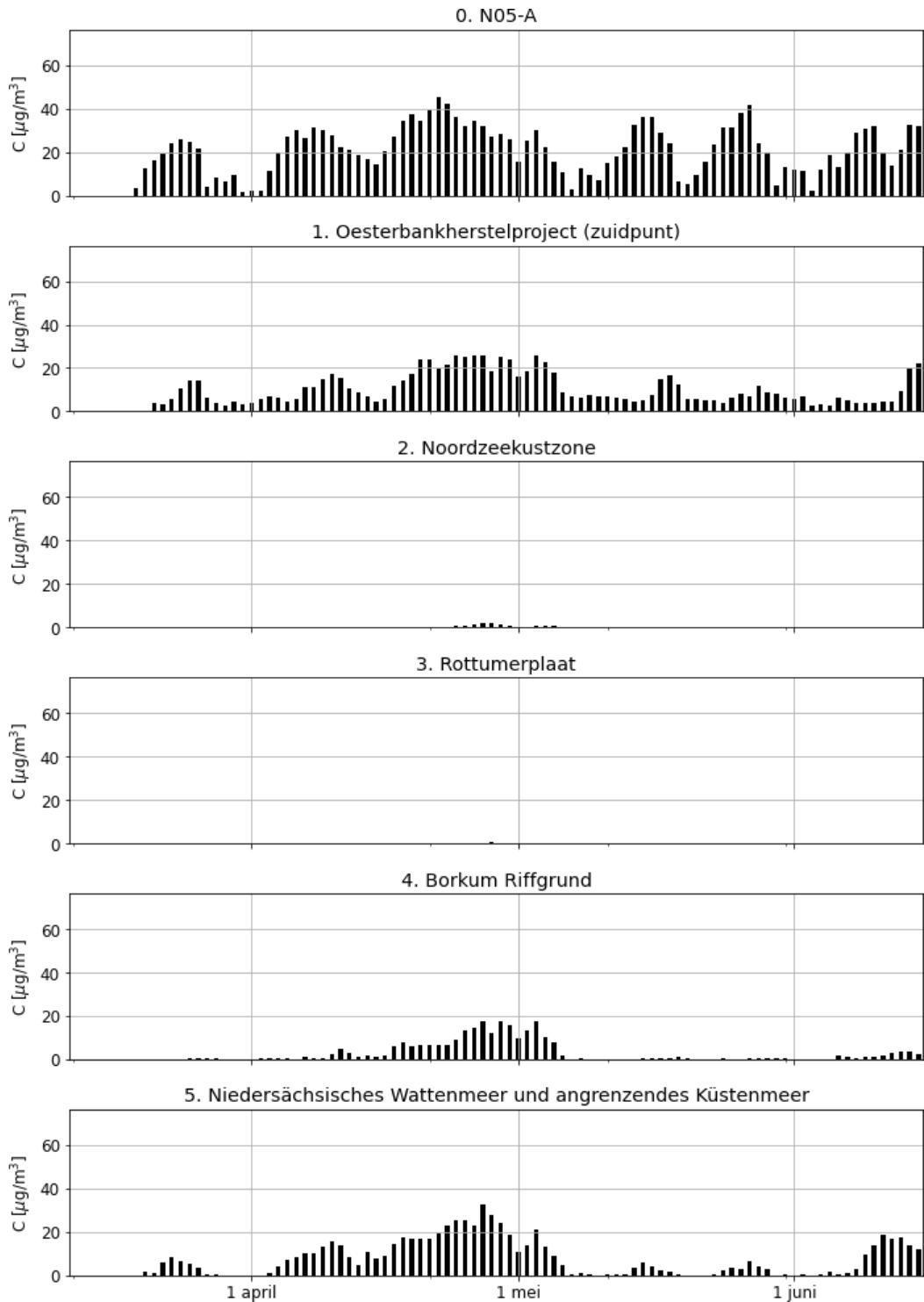


Abbildung 5-1 Zeitreihen der täglichen Durchschnittskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und die empfindlichen Gebiete)

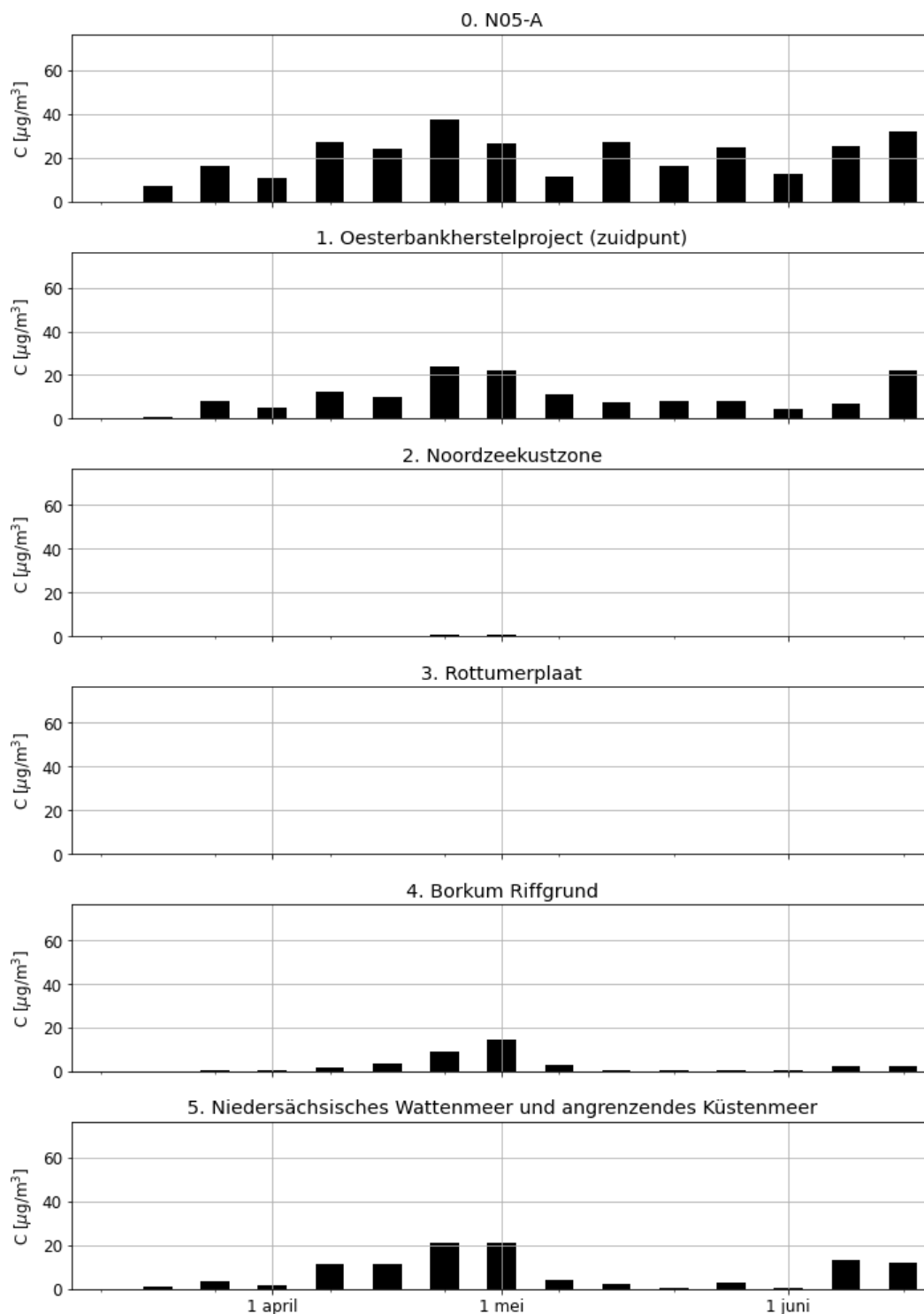


Abbildung 5-2 Zeitreihen der wöchentlichen Durchschnittskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

Die maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Aromaten während des Simulationszeitraums in der unteren Wasserschicht in der Nähe des Meeresbodens ist in Abbildung 5-3 dargestellt. In der Abbildung sind mehrere empfindliche Standorte (weiße Quadrate) sowie die deutsch-niederländische Grenzlinie dargestellt. Der höchste berechnete Wert tritt in der Nähe des Bahnsteigs auf, mit Abgasfahnen östlich und westlich des Bahnsteigs. Die

Die höchste Konzentration in der Abbildung befindet sich nicht in der Nähe des Bahnsteigs, sondern in einiger Entfernung von ihm. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Abbildung die untere Wasserschicht zeigt und das Produktionswasser in die obere Schicht eingeleitet wird. Bei der vertikalen Diffusion in der Wassersäule unterliegt auch die Wassersäule der Strömung, die die Stoffe bewegt.

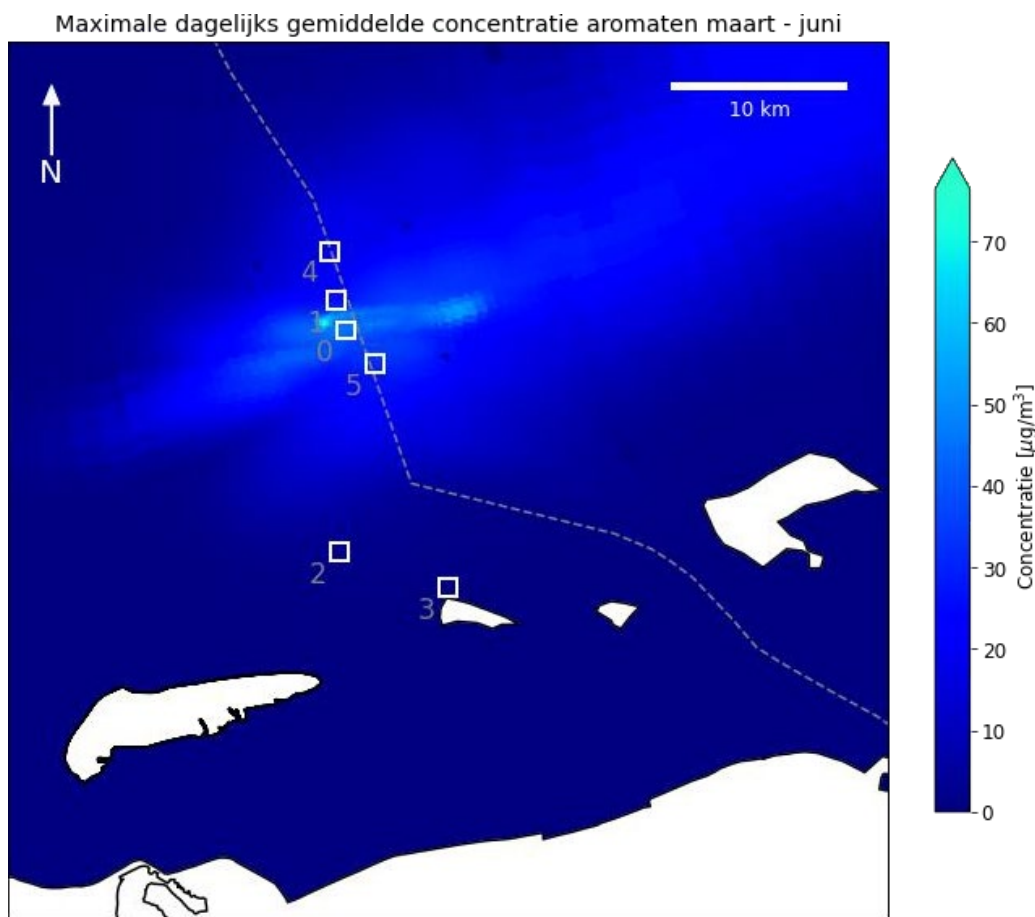


Abbildung 5-3 Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni. Empfindliche Standorte sind mit weißen Quadraten und einer Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austerbank-Renaturierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die niedersächsisch-deutsche Grenze mit der gestrichelten Linie.

5.2.2 Cadmium-Konzentration

Tägliche und wöchentliche durchschnittliche Cadmiumkonzentration

Abbildung 5-4 (Tagesmittelwert) und Abbildung 5-5 (Wochenmittelwert) zeigen die zeitlichen Schwankungen der Cadmiumkonzentration in der unteren Wasserschicht aufgrund der Produktionswassereinleitung an den folgenden Stellen:

0. N05-A

1. Projekt zur Wiederherstellung von Austerbänken (Südspitze)
2. Küstengebiet der Nordsee
3. Rottumerplaat
4. Borkum Riffgrund

5. Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzender Küstensee

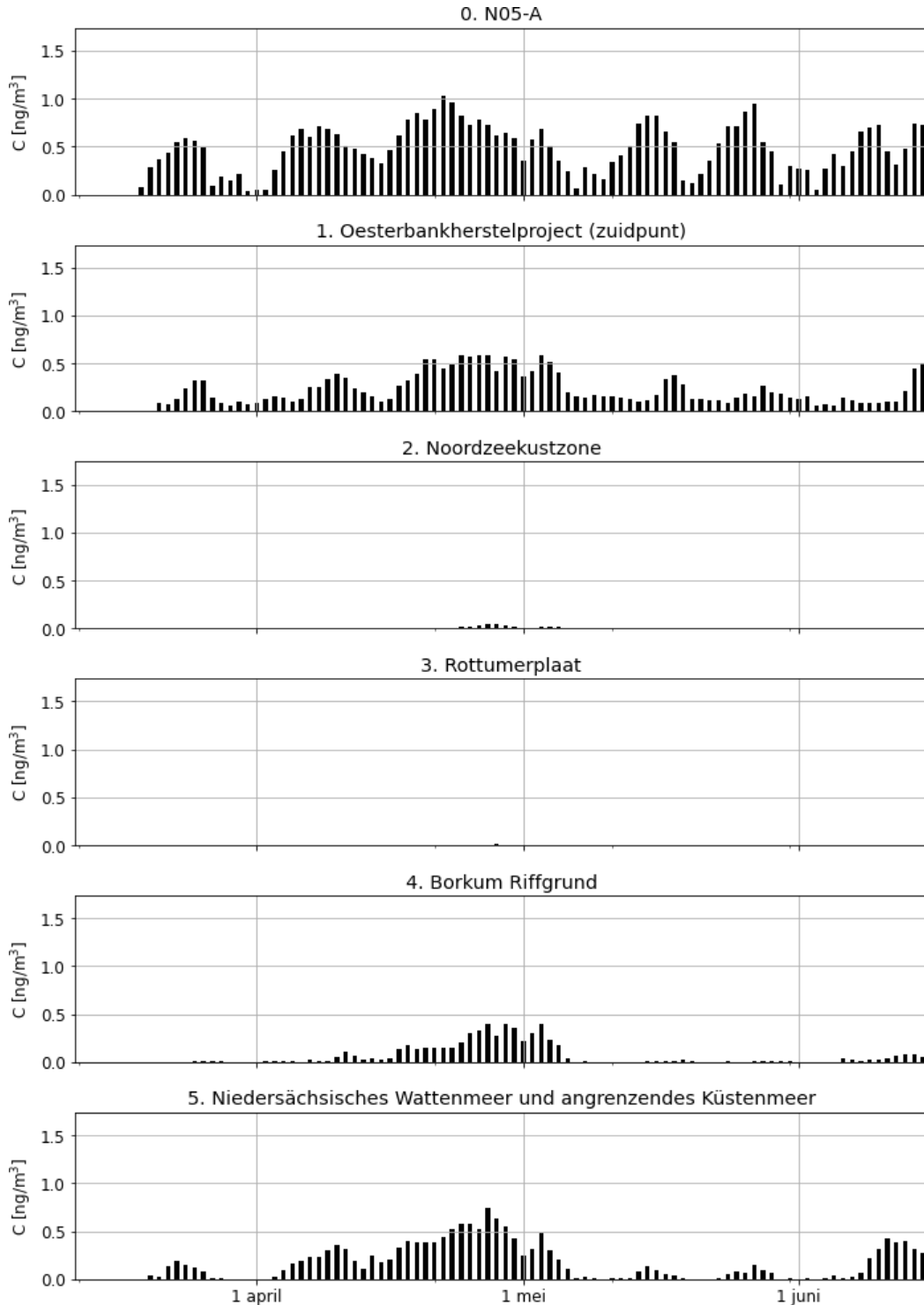


Abbildung 5-4 Zeitreihen der täglichen durchschnittlichen Cadmiumkonzentrationen in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

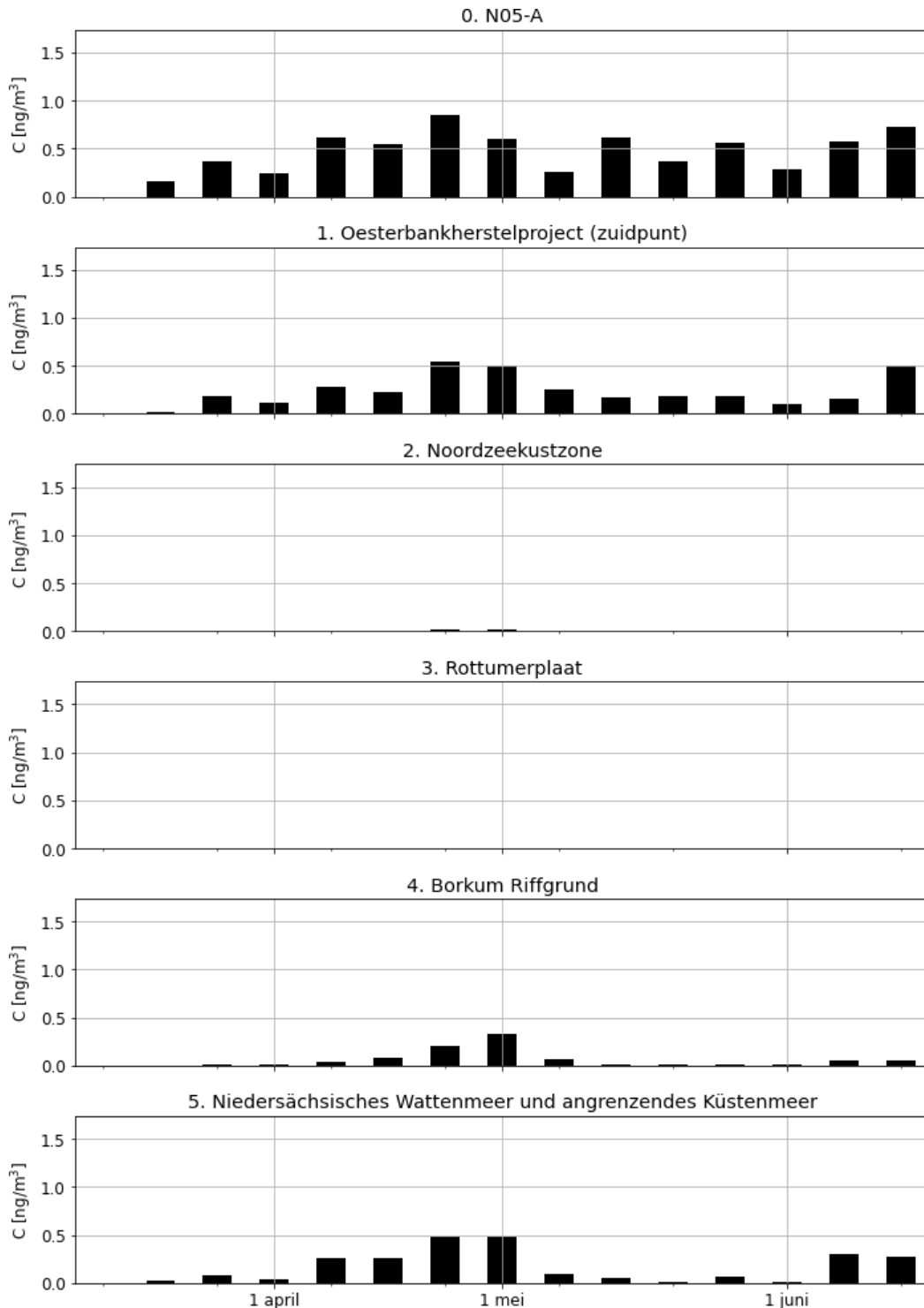


Abbildung 5-5 Zeitreihen der täglichen durchschnittlichen Cadmiumkonzentrationen in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

Maximale Cadmiumkonzentration während der Simulation

Die maximale durchschnittliche tägliche Cadmiumkonzentration während der gesamten Simulation in der unteren Wasserschicht ist in Abbildung5-6 dargestellt. In der Abbildung sind mehrere sensible Stellen (weiße Quadrate) dargestellt

und die deutsch-niederländische Grenzlinie. Der höchste berechnete Wert tritt in der Nähe des Bahnsteigs auf, mit Abgasfahnen östlich und westlich des Bahnsteigs.

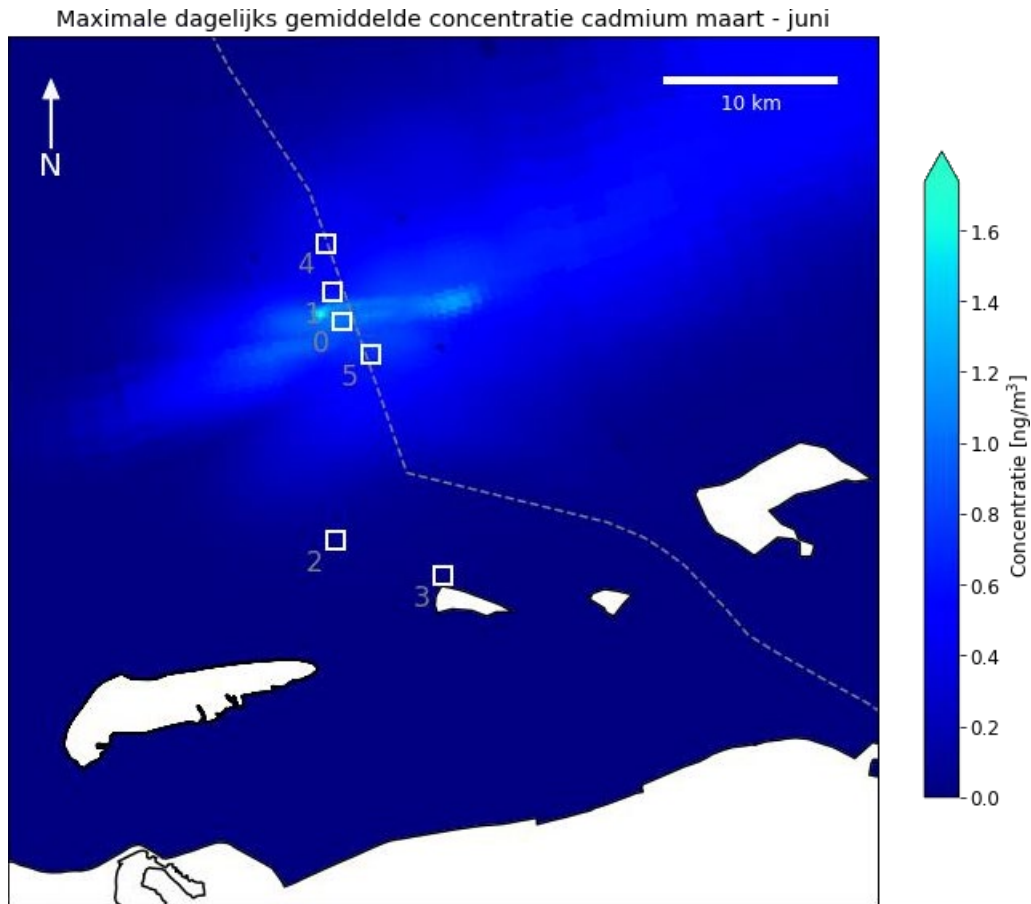


Abbildung 5-6 Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Cadmium in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März-Juni. Empfindliche Standorte sind mit weißen Quadraten und einer Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austerbank-Renaturierungsprojekt (Southpoint), 2 = Nordsee-Küstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die niedersächsisch-deutsche Grenze mit der gestrichelten Linie.

5.2.3 Bleikonzentration

Tägliche und wöchentliche Durchschnittskonzentration von Blei

Abbildung 5-7 (Tagesmittelwert) und Abbildung 5-8 (Wochenmittelwert) zeigen die zeitliche Veränderung der Bleikonzentration in der unteren Wasserschicht in der Nähe des Meeresbodens an den folgenden Stellen, die auf die Einleitung von Produktionswasser zurückzuführen ist:

0. N05-A

1. Projekt zur Wiederherstellung von Austerbänken (Südspitze)
2. Küstengebiet der Nordsee
3. Rottumerplaat
4. Borkum Riffgrund
5. Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzender Küstensee

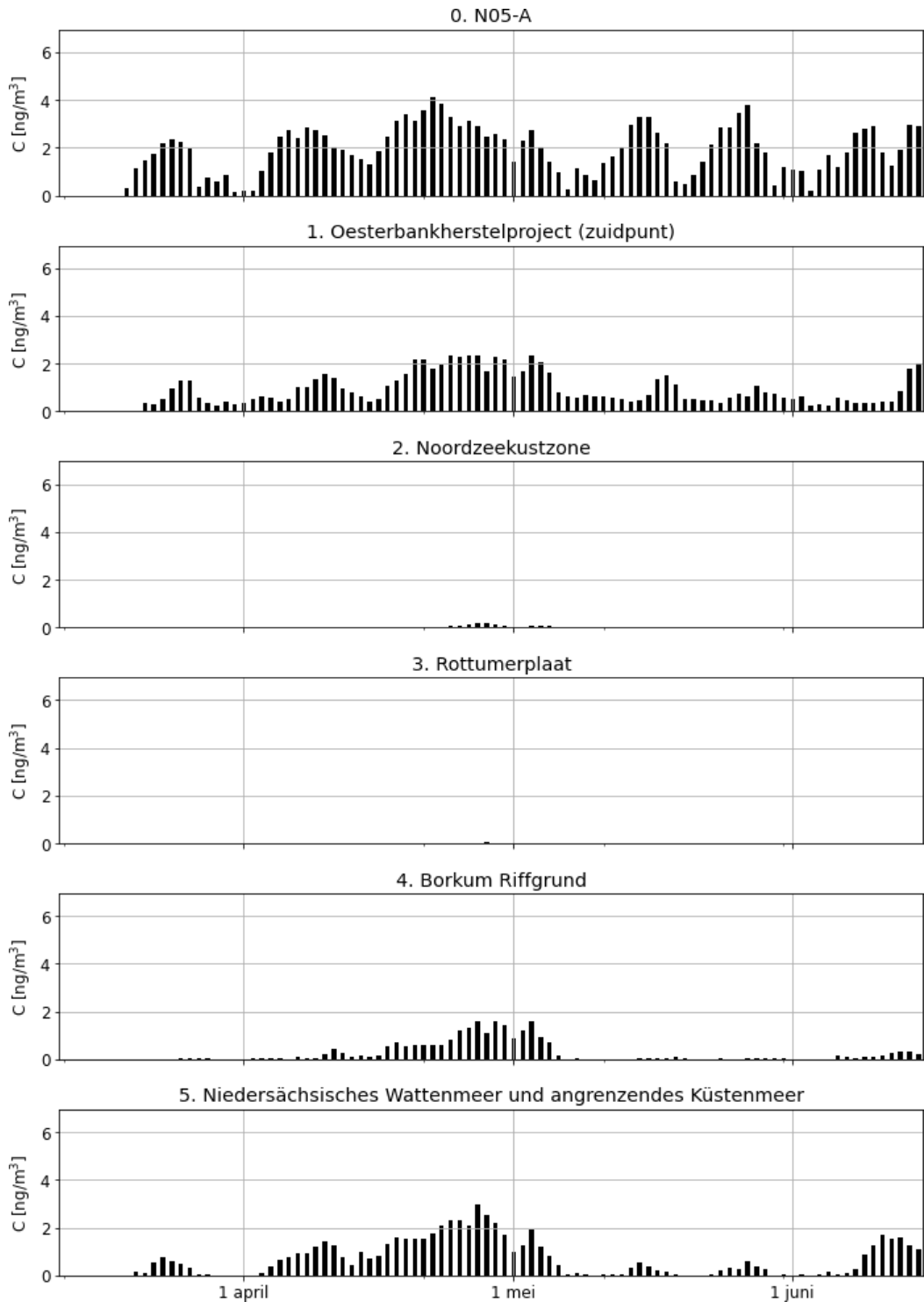


Abbildung 5-7 Zeitreihen der täglichen Durchschnittskonzentration von Blei in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

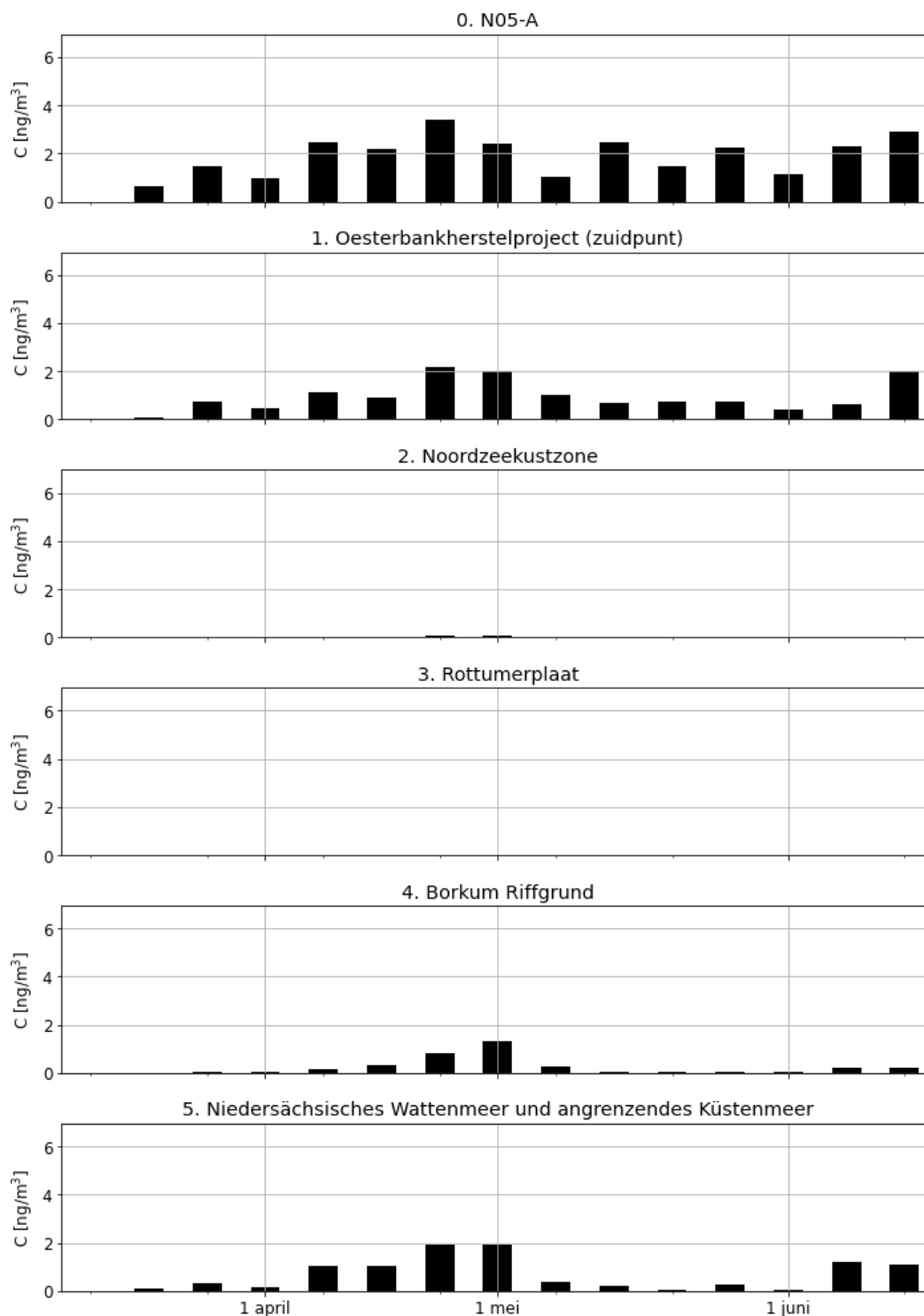


Abbildung 5-8 Zeitreihen der wöchentlichen mittleren Bleikonzentration in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

Maximale Bleikonzentration während der Simulation

Die maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Blei während der gesamten Simulation in der unteren Wasserschicht ist in Abbildung 5-9 dargestellt. In der Abbildung sind mehrere empfindliche Stellen (weiße Quadrate) sowie die

die deutsch-niederländische Grenzlinie. Der höchste berechnete Wert tritt in der Nähe des Bahnsteigs auf, mit Abgasfahnen östlich und westlich des Bahnsteigs.

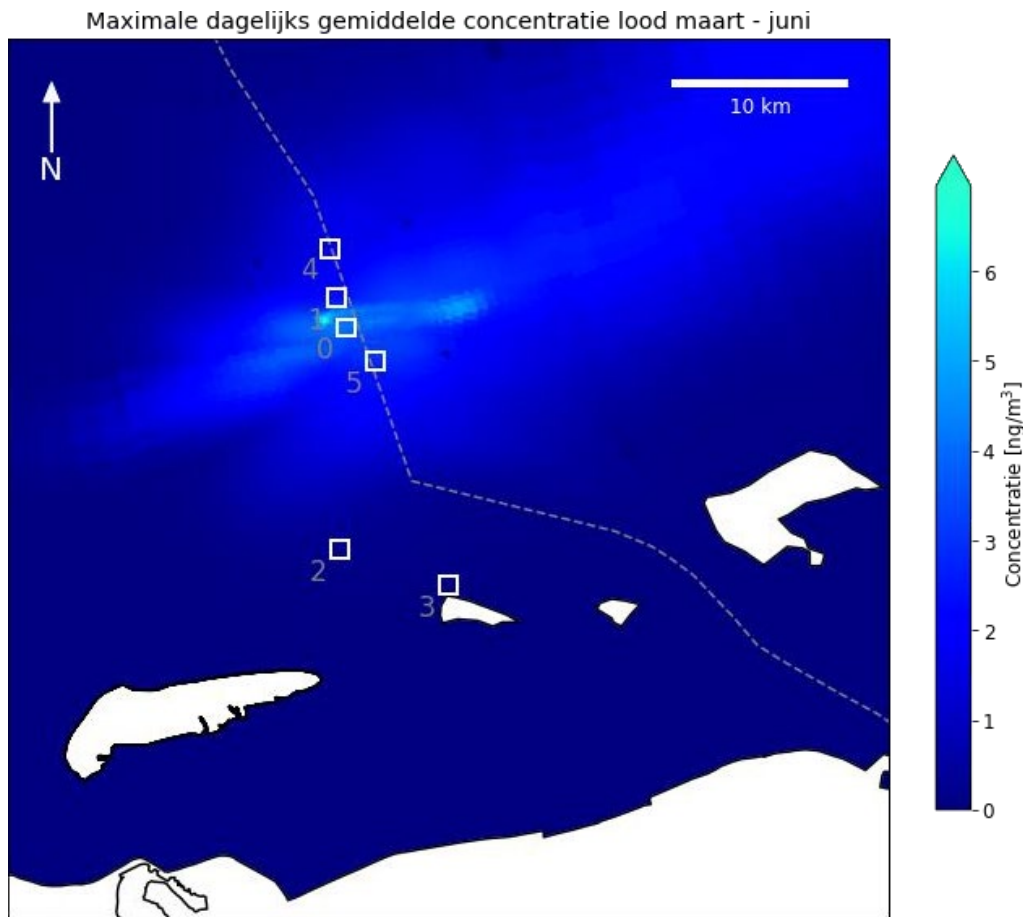


Abbildung 5-9 Maximale mittlere Tageskonzentration von Blei in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni. Die empfindlichen Standorte sind durch weiße Quadrate und eine Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austernbank-Renaturierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die niedersächsisch-deutsche Grenze durch die gestrichelte Linie.

5.2.4 Konzentration von metallischem Quecksilber

Tägliche und wöchentliche Durchschnittskonzentration von metallischem Quecksilber

Abbildung 5-10 (Tagesmittelwert) und Abbildung 5-11 (Wochenmittelwert) zeigen die zeitlichen Schwankungen der Konzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht an den folgenden Stellen, die auf die Einleitung von Produktionswasser zurückzuführen sind:

0. N05-A

1. Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)
2. Küstengebiet der Nordsee
3. Rottumerplaat
4. Borkum Riffgrund
5. Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzender Küstensee

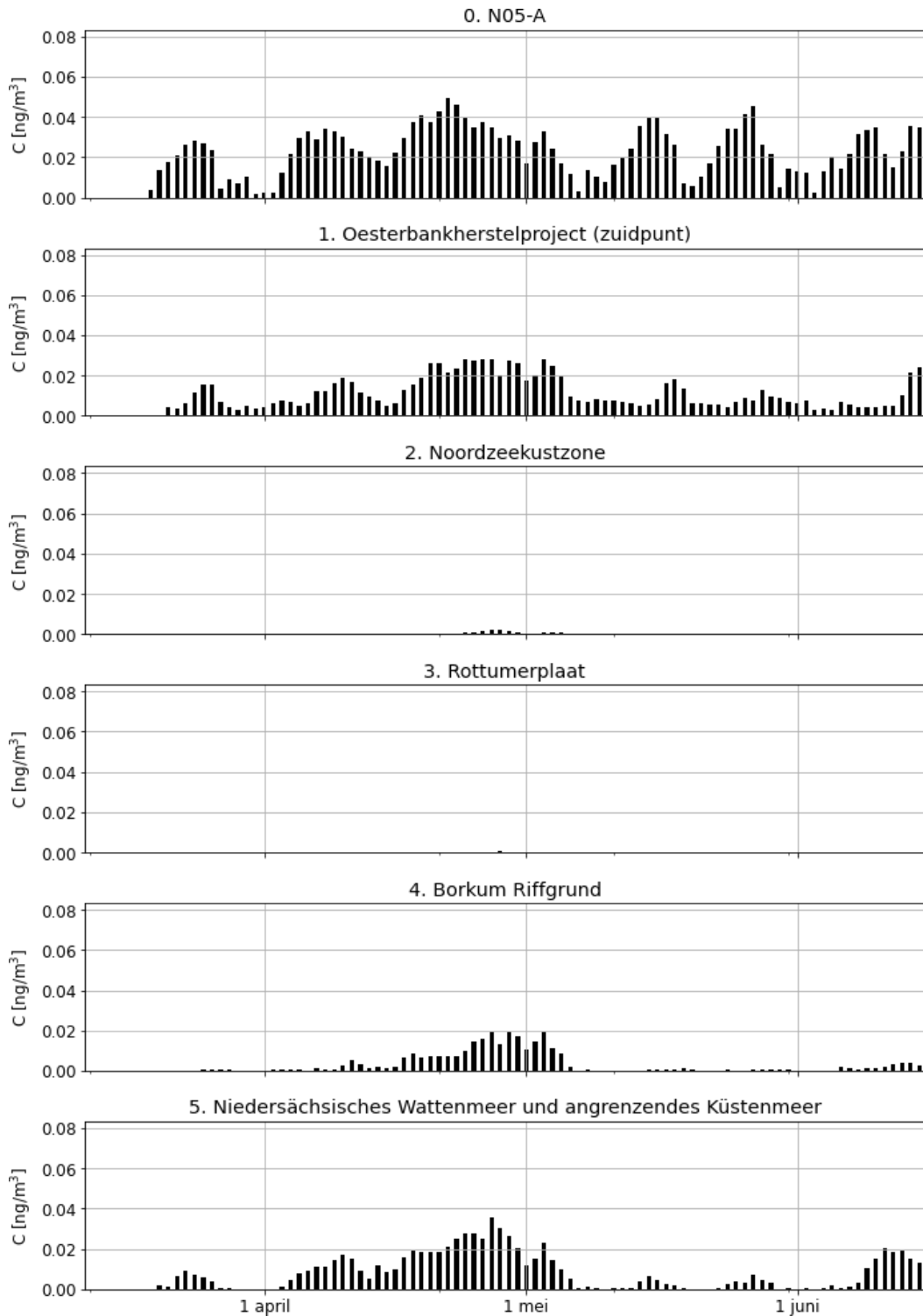


Abbildung 5-10 Zeitreihen der täglichen Durchschnittskonzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und die empfindlichen Gebiete)

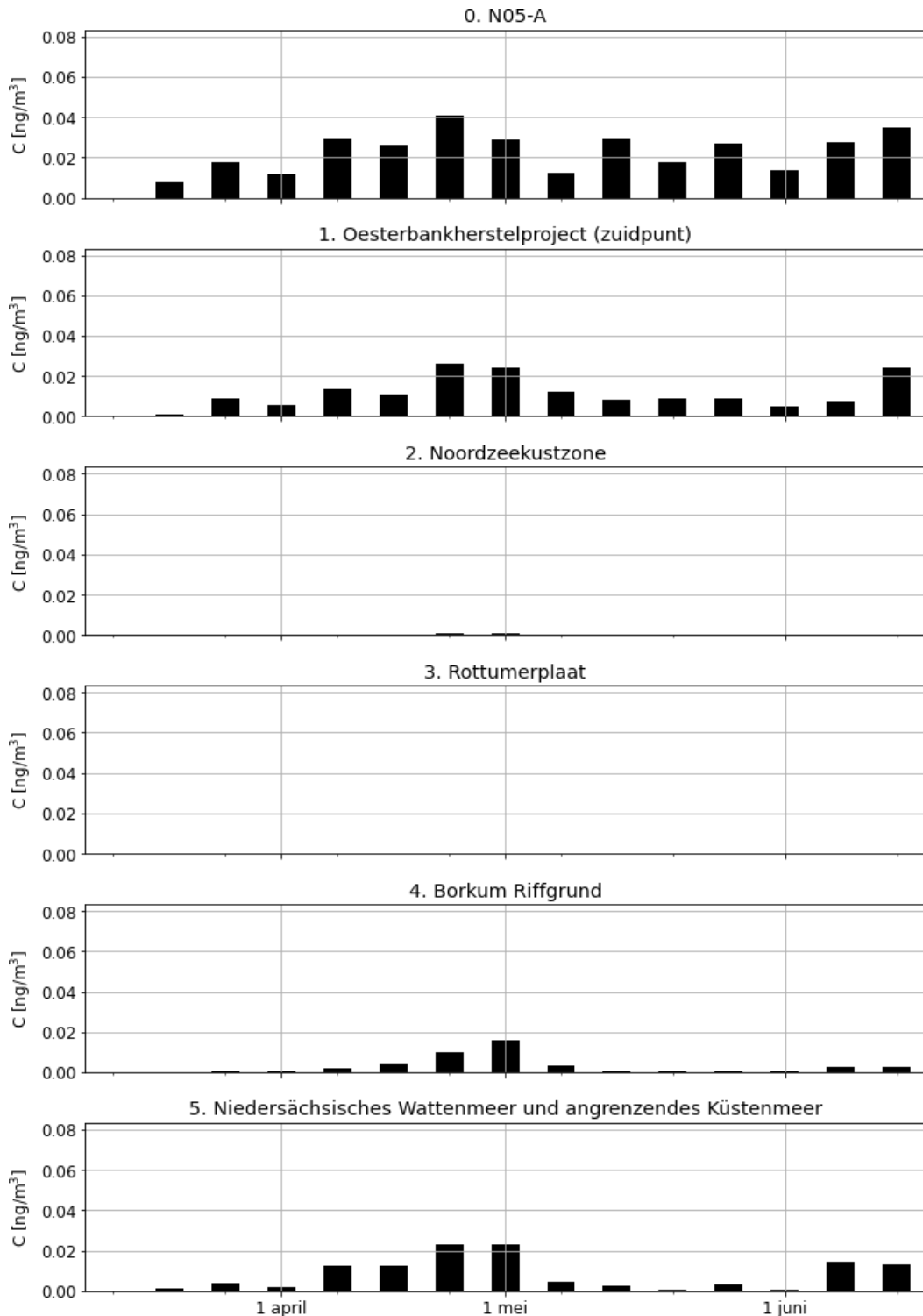


Abbildung 5-11 Zeitreihen der wöchentlichen mittleren Konzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und die empfindlichen Gebiete)

Maximale metallische Quecksilberkonzentration während der Simulation

Die maximale durchschnittliche Tageskonzentration von metallischem Quecksilber während der Simulation in der unteren Wasserschicht ist in Abbildung5-12 dargestellt. In der Abbildung sind mehrere empfindliche Stellen (weiße Quadrate)

sowie die deutsch-niederländische Grenzlinie dargestellt. Der höchste berechnete Wert tritt in der Nähe des Bahnsteigs auf, mit Abgasfahnen östlich und westlich des Bahnsteigs.

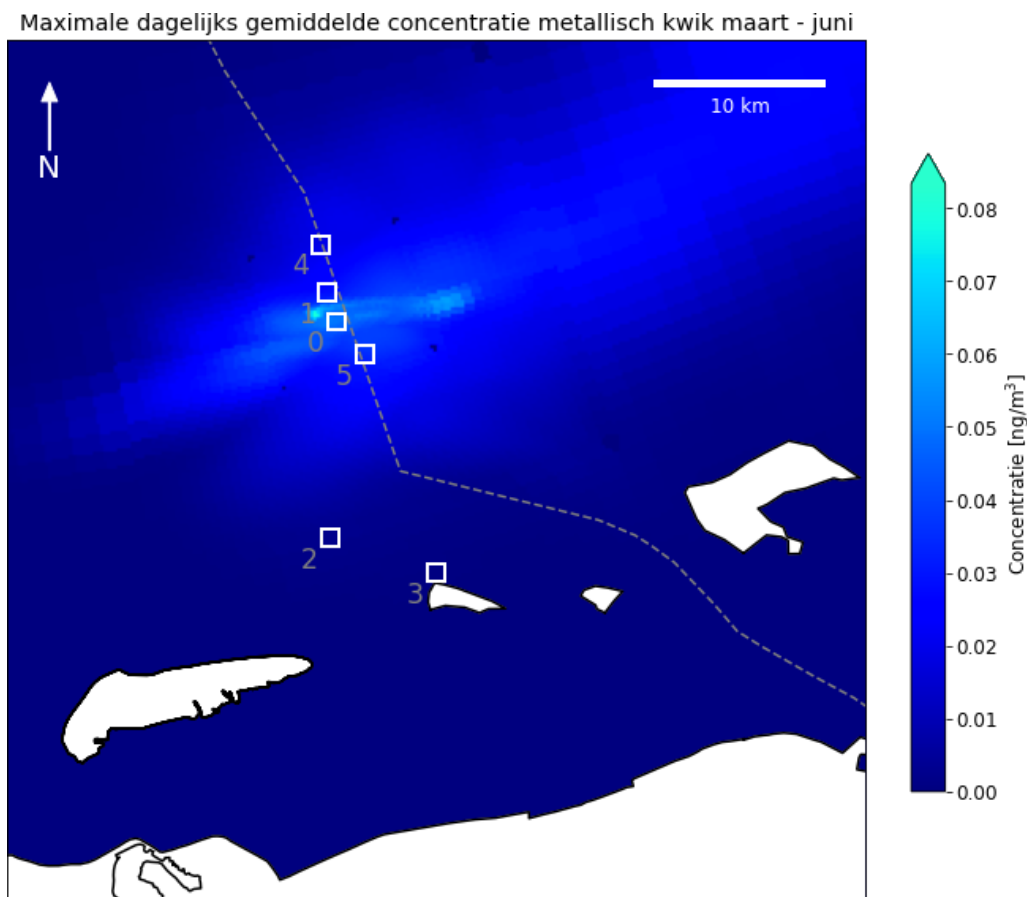


Abbildung 5-12 Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni. Empfindliche Standorte sind durch weiße Quadrate und eine Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austernbank-Renaturierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die deutsch-niederländische Grenze durch die gestrichelte Linie.

5.3 Szenario September - Dezember

5.3.1 Konzentration von Aromaten

Tägliche und wöchentliche Durchschnittskonzentration von Aromaten

Abbildung 5-13 (Tagesmittelwert) und Abbildung 5-14 (Wochenmittelwert) zeigen die zeitlichen Schwankungen der Aromatenkonzentration in der unteren Wasserschicht in der Nähe des Meeresbodens und an den folgenden Stellen, die auf die Einleitung des Produktionswassers zurückzuführen sind:

0. N05-A

1. Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)
2. Küstengebiet der Nordsee
3. Rottumerplaat
4. Borkum Riffgrund
5. Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzender Küstensee

Die Modellergebnisse zeigen, dass die Aromatenkonzentration an allen sechs Punkten dem gleichen Muster folgt: Anstieg der Konzentration in der ersten Oktoberhälfte und relativ hohe Konzentrationen in der zweiten Oktoberhälfte. Dies lässt sich durch die relativ ruhigen Bedingungen im Oktober erklären, die die Aromaten in der Nähe des Einleitungsortes halten.

Im November nimmt die Windgeschwindigkeit zu und der Wind kommt hauptsächlich aus Südwest. Dies führt dazu, dass sich die Aromastoffe mehr nach Nordosten ausbreiten. Die Konzentrationen nehmen daher in diesem Monat in der Nähe der empfindlichen Gebiete ab. Auch im Dezember weht ein stärkerer Wind, so dass die Konzentrationen relativ niedrig bleiben.

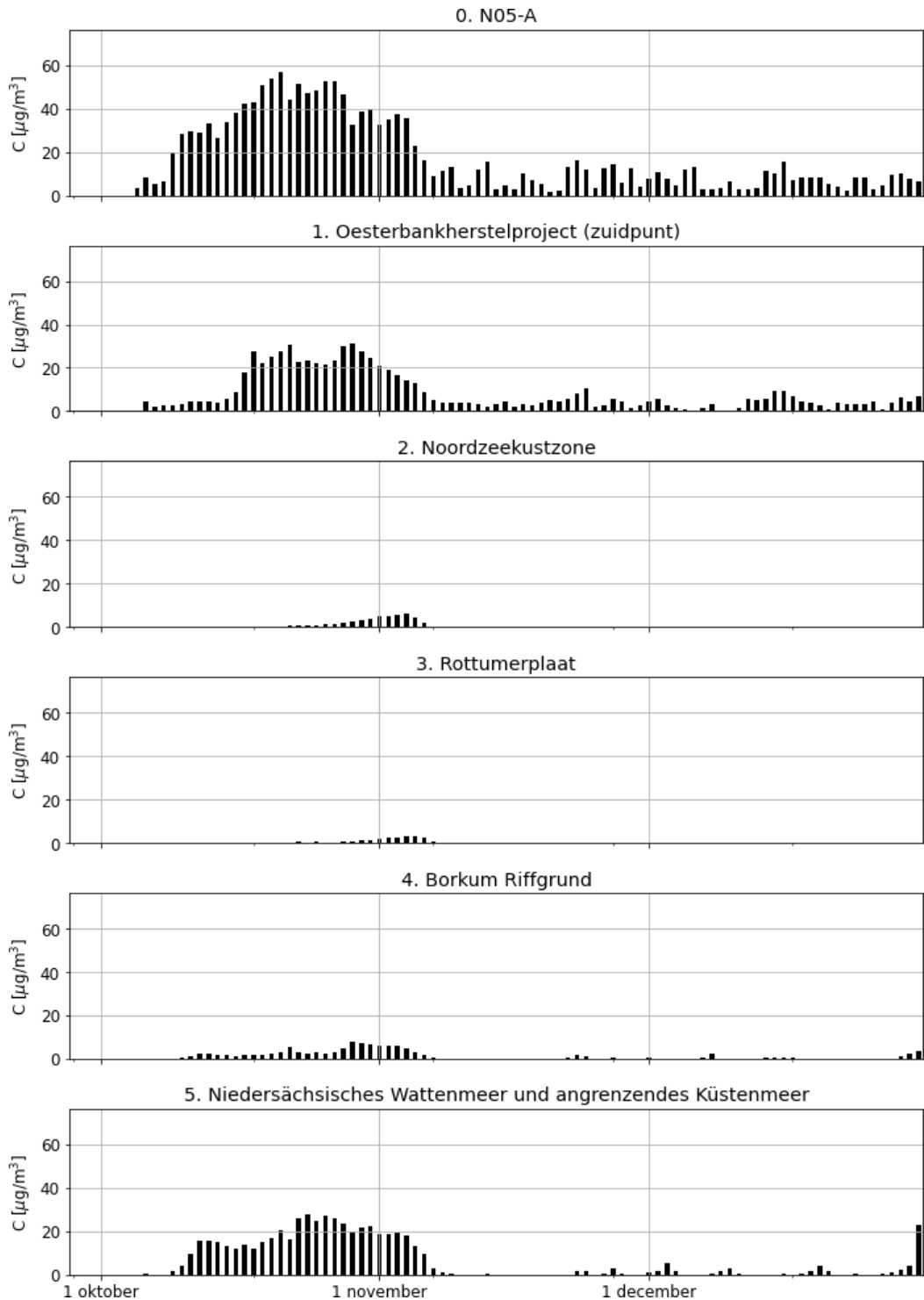


Abbildung 5-13 Zeitreihen der täglichen Durchschnittskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und die empfindlichen Gebiete)

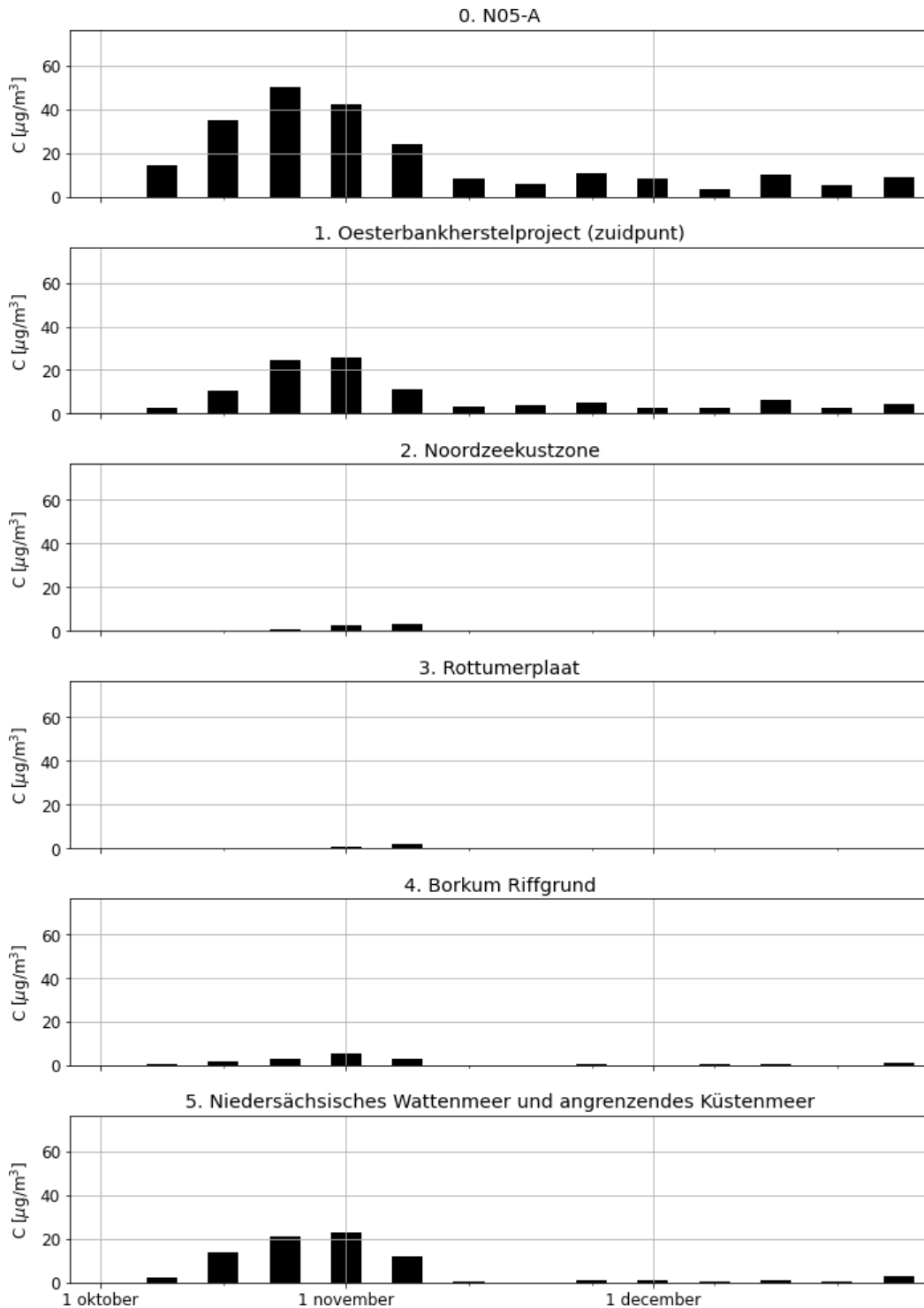


Abbildung 5-14 Zeitreihen der wöchentlichen Durchschnittskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

Maximale Konzentration von Aromaten während der Simulation

Die maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Aromaten während der gesamten Simulation in der unteren Wasserschicht ist in Abbildung5-15 dargestellt. In der Abbildung sind mehrere sensible Stellen (weiße Quadrate) dargestellt

und die deutsch-niederländische Grenzlinie. Der höchste berechnete Wert tritt in der Nähe des Bahnsteigs auf, mit Abgasfahnen östlich und westlich des Bahnsteigs.

Maximale dagelijks gemiddelde concentratie aromaten september - december

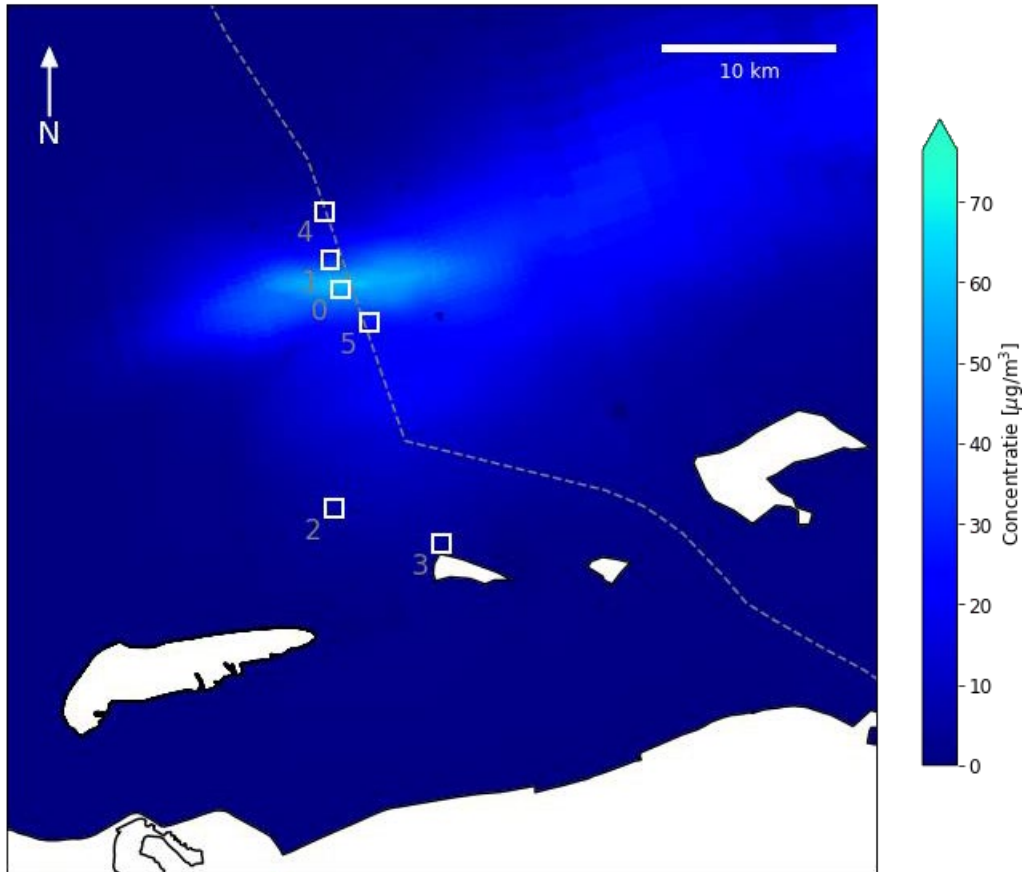


Abbildung 5-15 Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember. Empfindliche Standorte sind durch weiße Quadrate und eine Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austernbank-Renaturierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die deutsch-niederländische Grenze durch die gestrichelte Linie.

5.3.2 Cadmium-Konzentration

Tägliche und wöchentliche durchschnittliche Cadmiumkonzentration

Abbildung 5-16 (Tagesmittelwert) und Abbildung 5-17 (Wochenmittelwert) zeigen die zeitliche Veränderung der Cadmiumkonzentration in der unteren Wasserschicht an den folgenden Stellen, die auf die Einleitung von Produktionswasser zurückzuführen ist:

0. N05-A

1. Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)
2. Küstengebiet der Nordsee
3. Rottumerplaat
4. Borkum Riffgrund
5. Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzender Küstensee

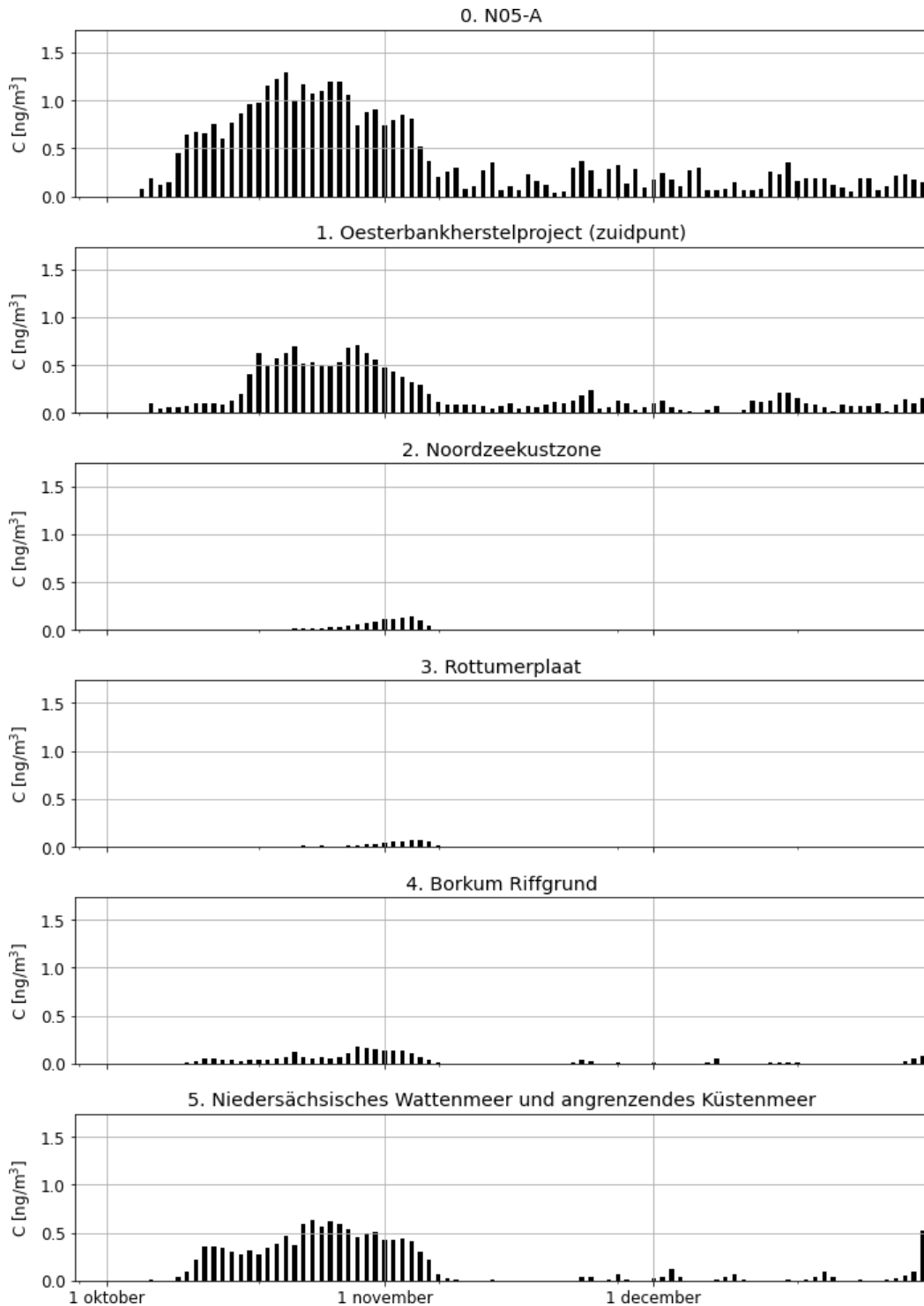


Abbildung 5-16 Zeitreihen der täglichen durchschnittlichen Cadmiumkonzentrationen in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

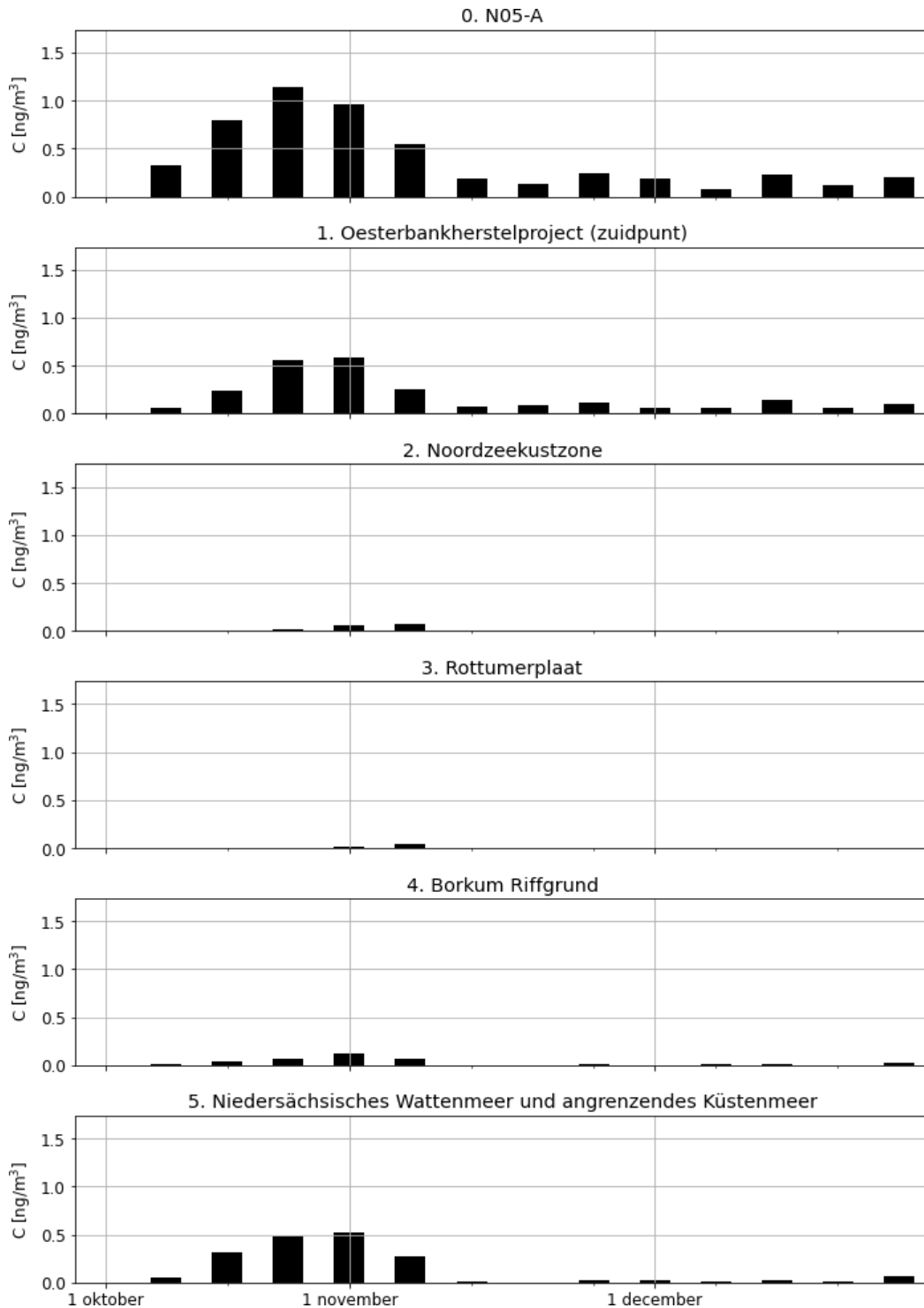


Abbildung 5-17 Zeitreihen der wöchentlichen durchschnittlichen Cadmiumkonzentrationen in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

Maximale Cadmiumkonzentration während der Simulation

Die maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Cadmium während der Simulation in der unteren Wasserschicht ist in Abbildung 5-18 dargestellt. In der Abbildung sind mehrere sensible Stellen (weiße Quadrate) dargestellt

und die deutsch-niederländische Grenzlinie. Der höchste berechnete Wert tritt in der Nähe des Bahnsteigs auf, mit Abgasfahnen östlich und westlich des Bahnsteigs.

Maximale dagelijks gemiddelde concentratie cadmium september - december

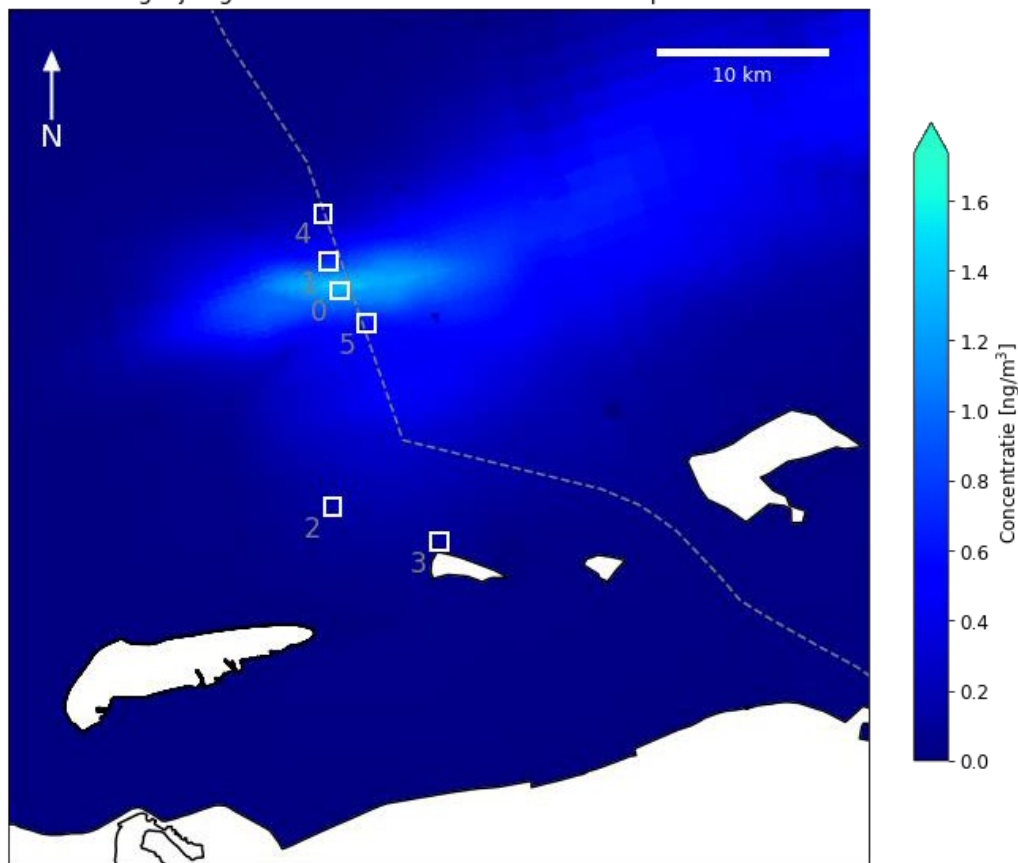


Abbildung 5-18 Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Cadmium in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September-Dezember. Empfindliche Standorte sind durch weiße Quadrate und eine Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austernbank-Renaturierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die deutsch-niederländische Grenze durch die gestrichelte Linie.

5.3.3 Bleikonzentration

Tägliche und wöchentliche Durchschnittskonzentration von Blei

Abbildung 5-19 (Tagesmittelwert) und Abbildung 5-20 (Wochenmittelwert) zeigen die zeitliche Veränderung der Bleikonzentration in der unteren Wasserschicht an den folgenden Stellen, die auf die Einleitung von Produktionswasser zurückzuführen ist:

0. N05-A

1. Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)
2. Küstengebiet der Nordsee
3. Rottumerplaat
4. Borkum Riffgrund
5. Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzender Küstensee

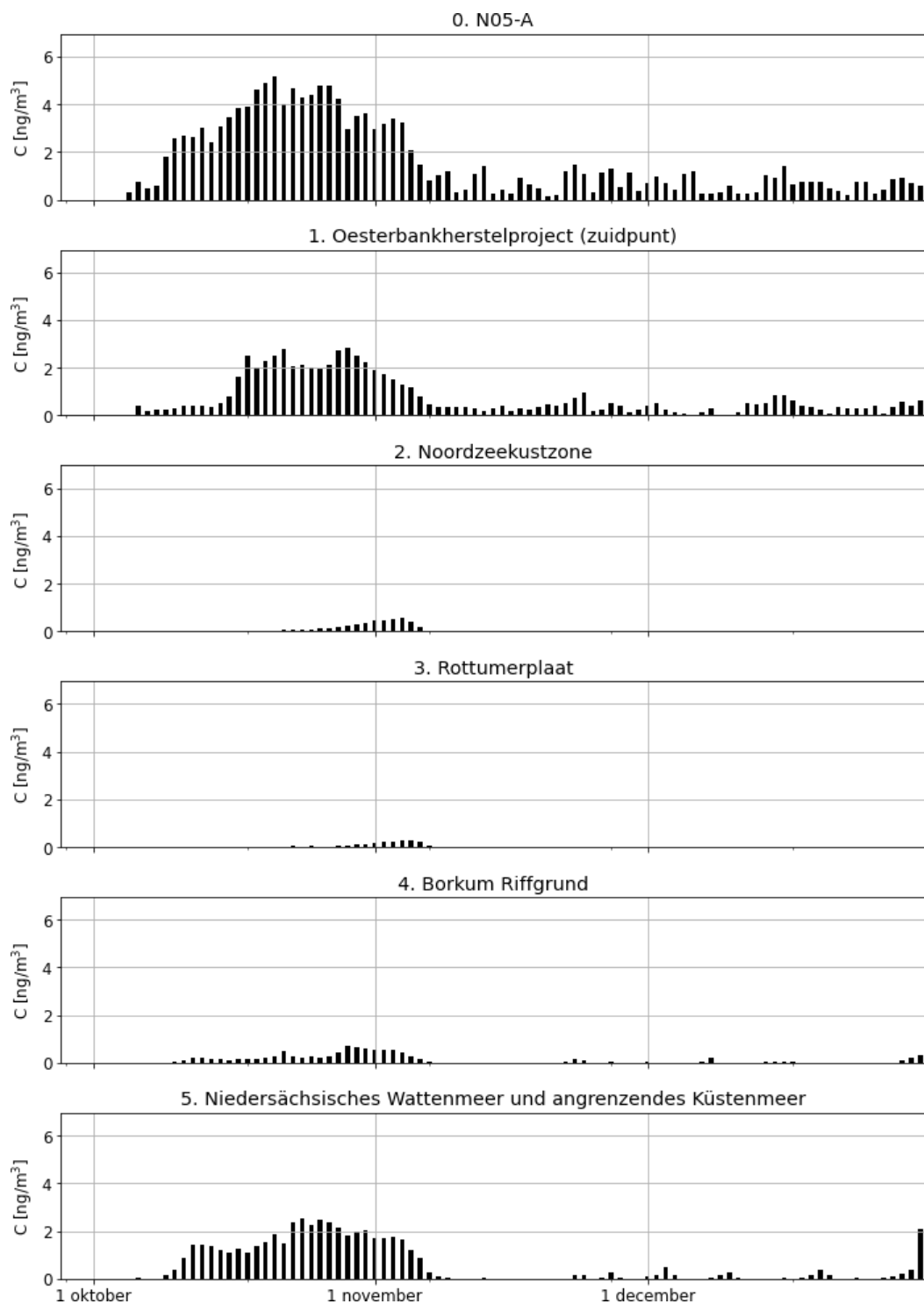


Abbildung 5-19 Zeitreihen der täglichen Durchschnittskonzentration von Blei in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und die empfindlichen Gebiete)

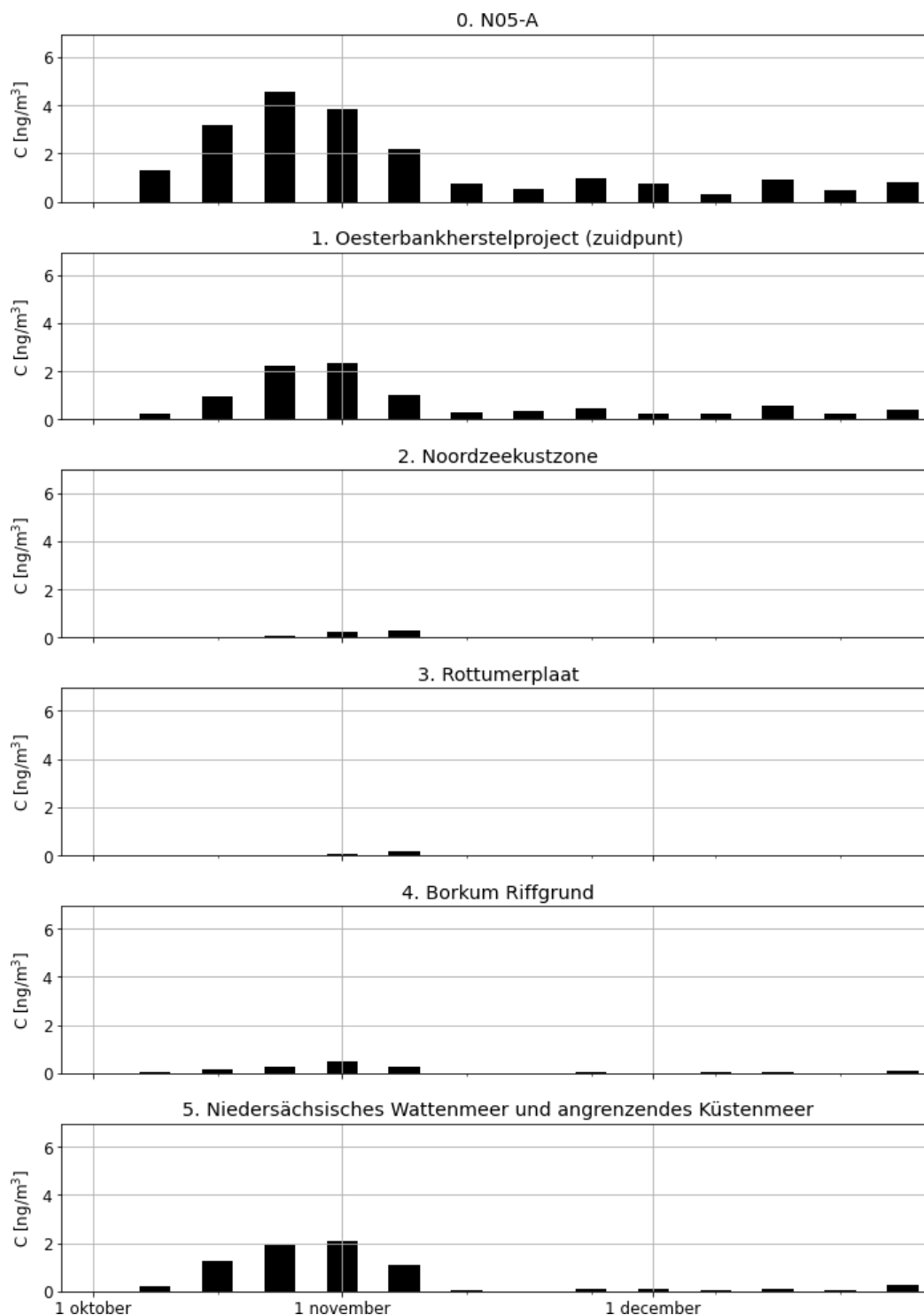


Abbildung 5-20 Zeitreihen der wöchentlichen mittleren Bleikonzentration in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

Maximale Bleikonzentration während der Simulation

Die maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Blei während der gesamten Simulation in der unteren Wasserschicht ist in Abbildung 5-21 dargestellt. In der Abbildung sind mehrere empfindliche Stellen (weiße Quadrate) sowie die

die deutsch-niederländische Grenzlinie. Der höchste berechnete Wert tritt in der Nähe des Bahnsteigs auf, mit Abgasfahnen östlich und westlich des Bahnsteigs.

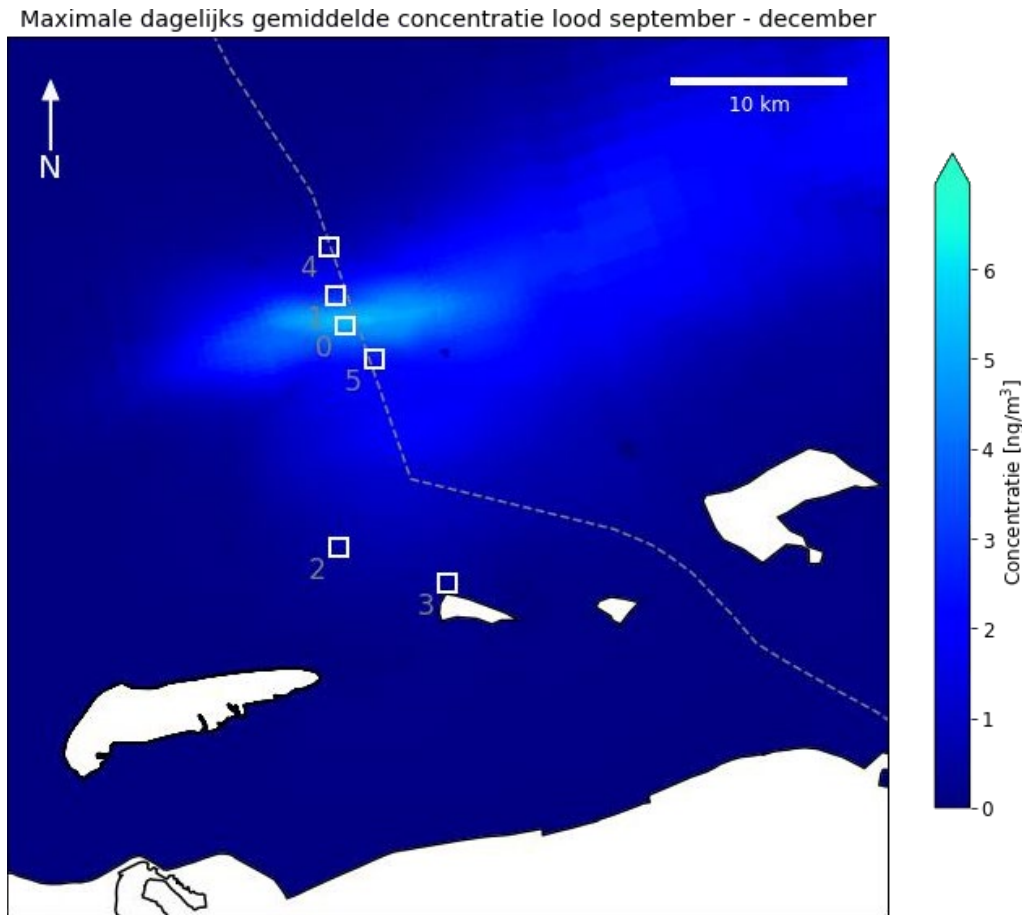


Abbildung 5-21 Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Blei in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember. Die empfindlichen Standorte sind mit weißen Quadraten und einer Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austernbank-Renaturierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die deutsch-niederländische Grenze mit der gestrichelten Linie.

5.3.4 Konzentration von metallischem Quecksilber

Tägliche und wöchentliche Durchschnittskonzentration von metallischem Quecksilber

Abbildung 5-22 (Tagesmittelwert) und Abbildung 5-23 (Wochenmittelwert) zeigen die zeitliche Veränderung der Konzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht an den folgenden Stellen, die auf die Einleitung von Produktionswasser zurückzuführen ist:

0. N05-A

1. Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)
2. Küstengebiet der Nordsee
3. Rottumerplaat
4. Borkum Riffgrund
5. Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzender Küstensee

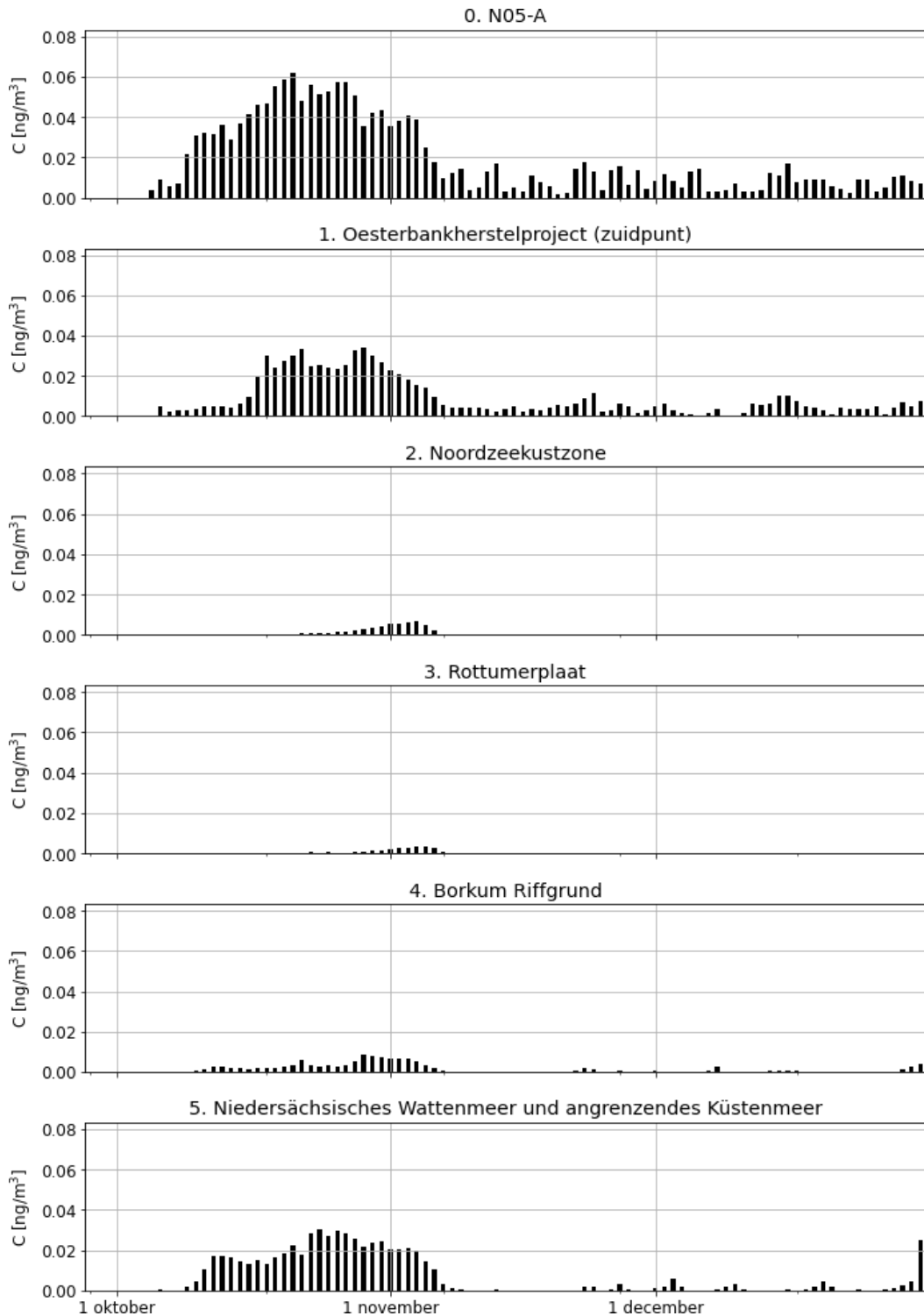


Abbildung 5-22 Zeitreihen der täglichen Durchschnittskonzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und die empfindlichen Gebiete)

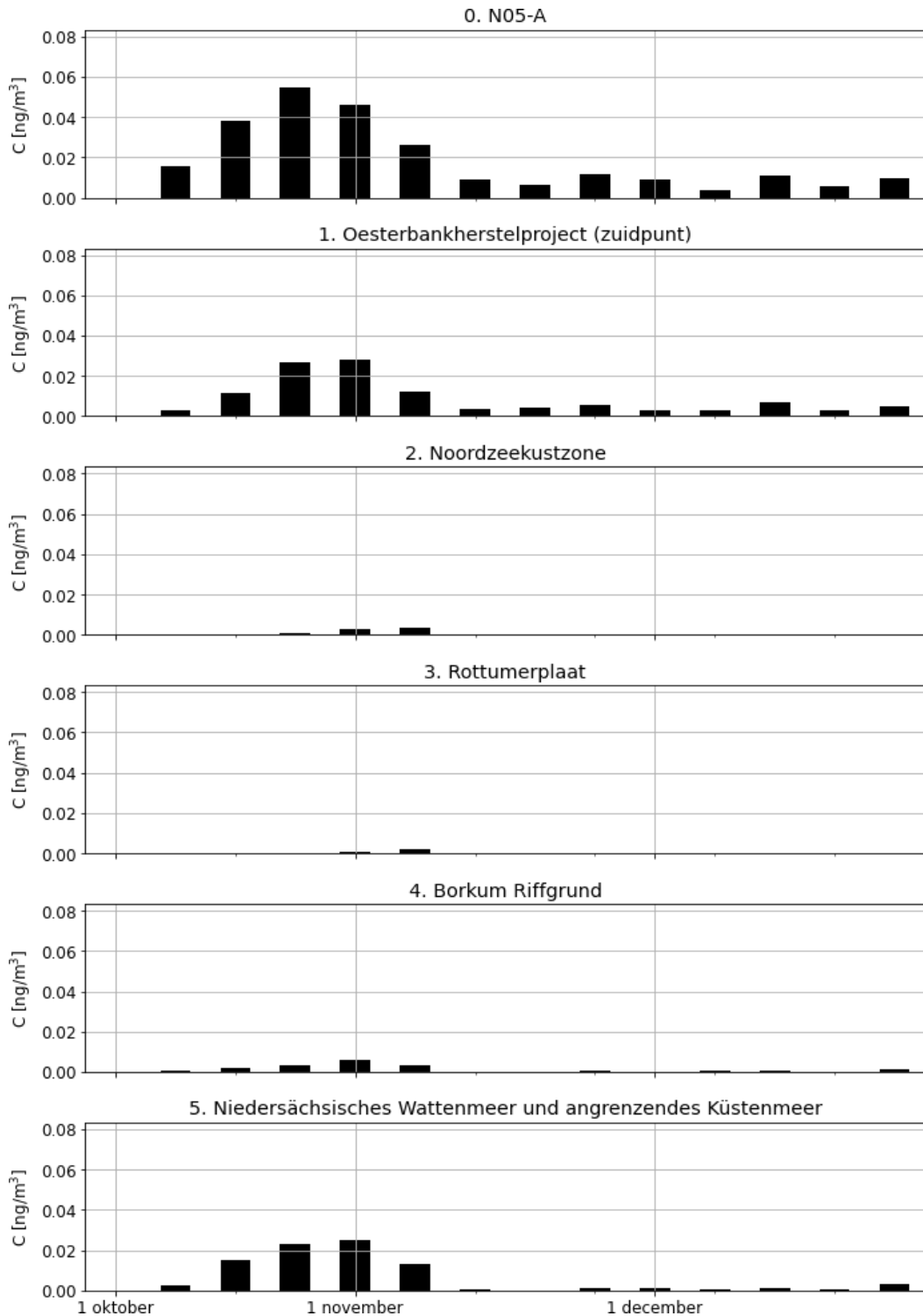


Abbildung 5-23 Zeitreihen der wöchentlichen mittleren Konzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und die empfindlichen Gebiete)

Maximale metallische Quecksilberkonzentration während der Simulation

Die maximale durchschnittliche Tageskonzentration von metallischem Quecksilber während der gesamten Simulation in der unteren Wasserschicht ist in Abbildung5-24 dargestellt. In der Abbildung sind mehrere empfindliche Stellen (weiße Quadrate)

sowie die deutsch-niederländische Grenzlinie dargestellt. Der höchste berechnete Wert tritt in der Nähe des Bahnsteigs auf, mit Abgasfahnen östlich und westlich des Bahnsteigs.

Maximale dagelijks gemiddelde concentratie metallisch kwik september - december

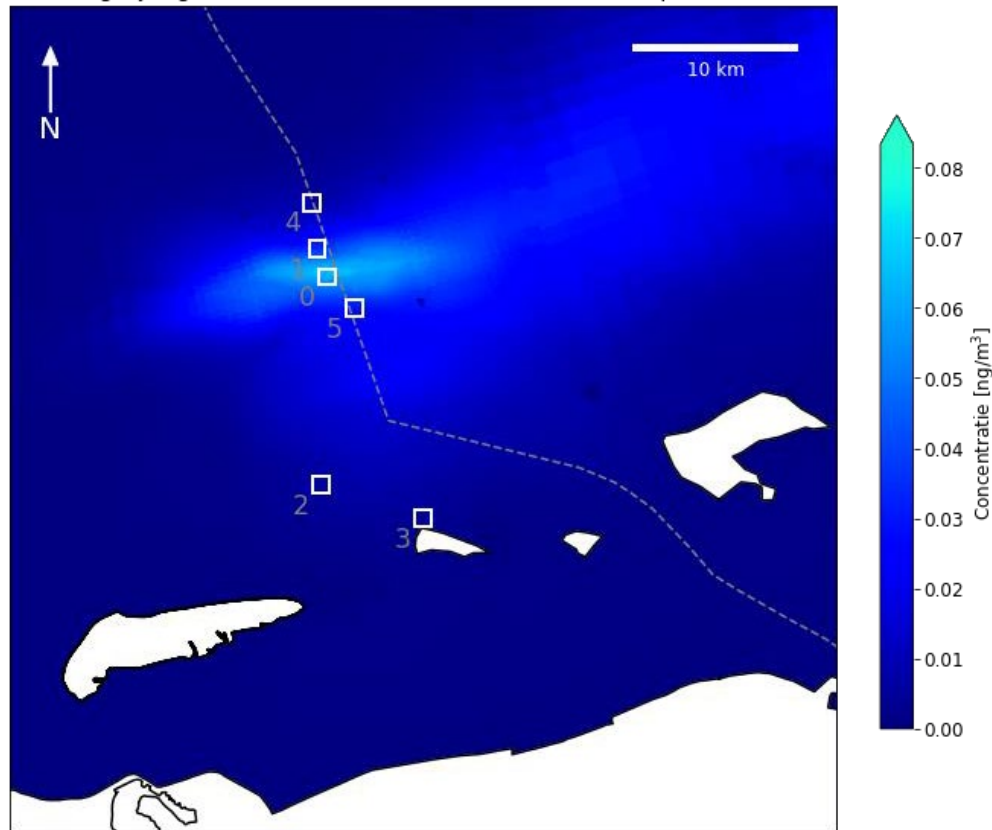


Abbildung 5-24 Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember. Empfindliche Standorte sind mit weißen Quadraten und einer Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austernbank-Renaturierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordsee-Küstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die deutsch-niederländische Grenze mit der gestrichelten Linie.

5.4 Übersicht der Ergebnisse für die beiden Szenarien

5.4.1 Maximale durchschnittliche Tageskonzentrationen

Tabelle 5-1 und Tabelle 5-2 zeigen die Ergebnisse für die beiden Szenarien in Bezug auf die maximalen täglichen Durchschnittskonzentrationen der gelösten Stoffe in der unteren Wasserschicht. Die Ergebnisse werden für jeden Beobachtungspunkt des Modells dargestellt.

Tabelle 5-1 Maximale Tagesmittelwerte der Konzentrationen der gelösten Stoffe in der Bodenwasserschicht je Beobachtungspunkt für das Szenario März - Juni ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Stoff	N05-A	Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumerplaat	Borkum Riffgrund	Niedersächsischer See und angrenzender Küstensee
Aromaten	45	26	1,7	0,38	18	33
Kadmium	0,001	0,00059	0,00004	0,0000086	0,0004	0,00074
Blei	0,0041	0,0024	0,00016	0,000035	0,0016	0,003
Metallisches Quecksilber	0,00005	0,000028	0,0000019	0,00000041	0,000019	0,000036

Tabelle 5-2 Maximale Tagesmittelwerte der Konzentrationen der gelösten Stoffe in der Bodenwasserschicht je Beobachtungspunkt für das Szenario September - Dezember ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Stoff	N05-A	Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumerplaat	Borkum Riffgrund	Niedersächsischer See und angrenzender Küstensee
Aromaten	57	31	6,1	3,1	8,0	28
Kadmium	0,0013	0,00071	0,00014	0,00007	0,00018	0,00063
Blei	0,0052	0,0029	0,00056	0,00028	0,00073	0,0025
Metallisches Quecksilber	0,000062	0,000034	0,0000067	0,0000034	0,0000087	0,00003

Abbildung 5-25 veranschaulicht die Unterschiede bei den Höchstwerten je Szenario für die Aromaten. Die Verhältnisse zwischen den beiden Szenarien in der Abbildung sind für die anderen drei Stoffe die gleichen wie für die Aromaten. Die maximalen täglichen Durchschnittskonzentrationen für beide Szenarien zusammen sind in Tabelle 5-3 aufgeführt.

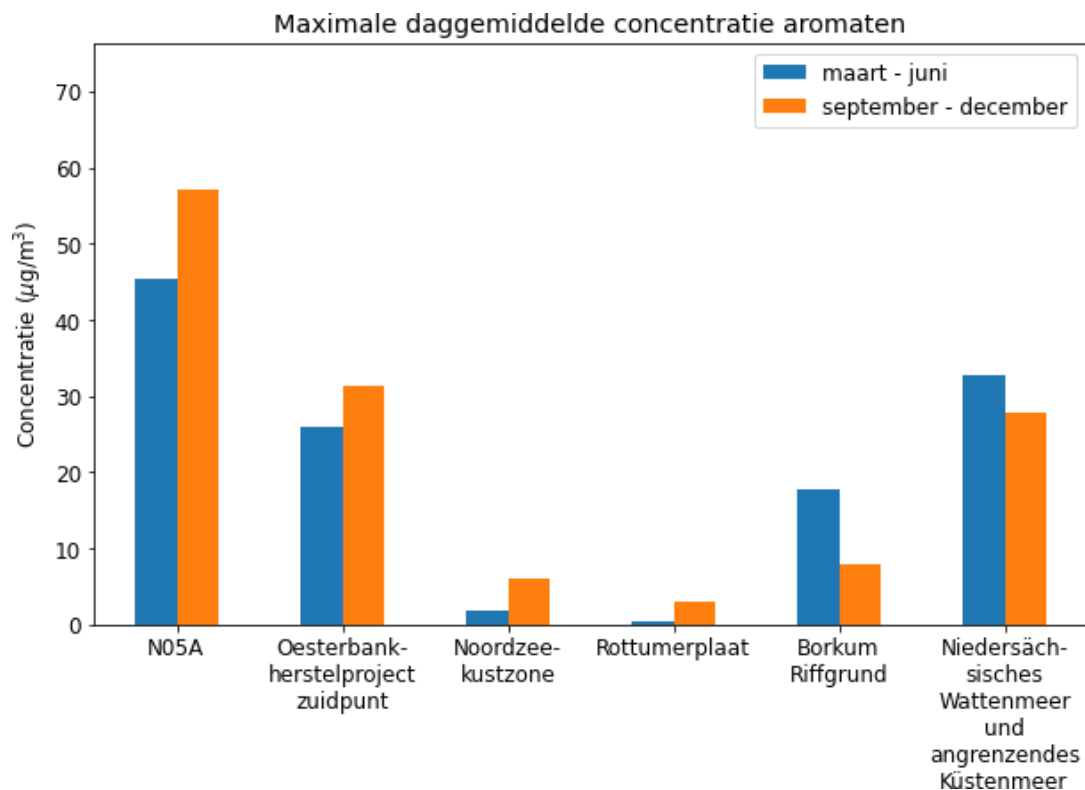


Abbildung 5-25 Maximale durchschnittliche Tageskonzentration der Aromaten in der unteren Wasserschicht pro Beobachtungspunkt für die beiden Szenarien

Tabelle 5-3 Maximale Tagesmittelwerte der Konzentrationen der gelösten Stoffe in der unteren Wasserschicht pro Beobachtungspunkt für beide Szenarien (µg/m³)

Stoff	N05-A	Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumerplaat	Borkum Riffgrund	Niedersächsischer See und angrenzender Küstensee
Aromaten	57	31	6,1	3,1	18	33
Kadmium	0,0013	0,00071	0,00014	0,00007	0,0004	0,00074
Blei	0,0052	0,0029	0,00056	0,00028	0,0016	0,003
Metallisches Quecksilber	0,000062	0,000034	0,000067	0,0000034	0,000019	0,000036

5.4.2 Maximale wöchentliche Durchschnittskonzentrationen

Tabelle 5-4 und Tabelle 5-5 zeigen die Ergebnisse für die beiden Szenarien hinsichtlich der maximalen wöchentlichen Durchschnittskonzentrationen der gelösten Stoffe in der unteren Wasserschicht. Die Ergebnisse werden für jeden Beobachtungspunkt des Modells dargestellt.

Tabelle 5-4 Maximale wöchentliche Durchschnittskonzentrationen in der Bodenwasserschicht der gelösten Stoffe pro Beobachtungspunkt für das Szenario März - Juni ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Stoff	N05-A	Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumerplaat	Borkum Riffgrund	Niedersächsischer See und angrenzender Küstensee
Aromaten	38	24	0,96	0,20	15	21
Kadmium	0,00086	0,00054	0,000022	0,0000045	0,00034	0,00048
Blei	0,0034	0,0022	0,000087	0,000018	0,0013	0,0019
Metallisches Quecksilber	0,000041	0,000026	0,000001	0,00000021	0,000016	0,000023

Tabelle 5-5 Maximale wöchentliche Durchschnittskonzentrationen für das Szenario September-Dezember ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) unteren Wasserschicht des gelösten Stoffe pro Beobachtungspunkt für

Stoff	N05-A	Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumerplaat	Borkum Riffgrund	Niedersächsischer See und angrenzender Küstensee
Aromaten	50	26	3,4	2,0	5,4	23
Kadmium	0,0011	0,00058	0,000077	0,000046	0,00012	0,00052
Blei	0,0046	0,0023	0,00031	0,00019	0,00049	0,0021
Metallisches Quecksilber	0,000055	0,000028	0,0000037	0,0000022	0,0000059	0,000025

Abbildung 5-26 veranschaulicht die Unterschiede bei den Höchstwerten pro Szenario für die Aromaten. Die Verhältnisse zwischen den beiden Szenarien in der Abbildung sind für die anderen drei Stoffe die gleichen wie für die Aromaten. Die maximalen täglichen Durchschnittskonzentrationen für beide Szenarien zusammen sind in Tabelle 5-6 aufgeführt.

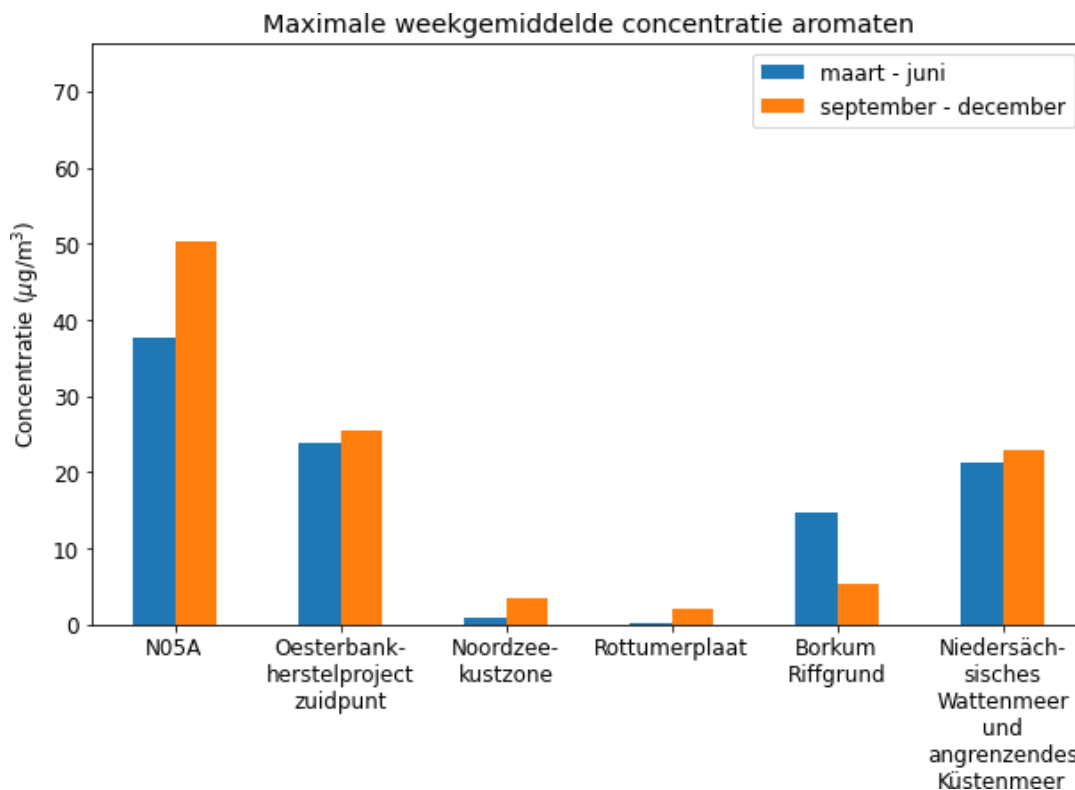


Abbildung 5-26 Maximale wöchentliche Durchschnittskonzentration der Aromaten in der unteren Wasserschicht pro Beobachtungspunkt für die beiden Szenarien

Tabelle 5-6 Maximale wöchentliche Durchschnittskonzentrationen der gelösten Stoffe in der Bodenwasserschicht je Beobachtungspunkt für beide Szenarien (µg/m³)

Stoff	N05-A	Projekt zur Wiederherstellung von Austerbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumerplaat	Borkum Riffgrund	Niedersächsischer See und angrenzender Küstensee
Aromaten	50	26	3,4	2,0	15	23
Kadmium	0,0011	0,00058	0,000077	0,000046	0,00034	0,00052
Blei	0,0046	0,0023	0,00031	0,00019	0,0013	0,0021
Metallisches Quecksilber	0,000055	0,000028	0,0000037	0,0000022	0,000016	0,000025

6 Diskussion

6.1 Vergleich der Szenarien

In dieser Fahnenstudie wurden zwei Szenarien mit unterschiedlichen Wind- und Strömungsbedingungen simuliert. Dadurch wurde deutlich, welche Bandbreite die Konzentrationen von Aromaten, Cadmium, Blei und metallischem Quecksilber infolge der Ausbreitung der Abluffahne nach der Einleitung von Produktionswasser aufweisen. Das Szenario März-Juni deckt einen durchschnittlichen Zeitraum mit einem großen Sturm Ende März ab. Das Szenario September-Dezember beinhaltet einen sehr ruhigen Monat, gefolgt von einer Periode mit höheren Wind- und Strömungsgeschwindigkeiten.

Vergleicht man die maximalen Konzentrationen des Produktionswassers innerhalb der Zeiträume der beiden Szenarien, so lässt sich Folgendes feststellen:

- Die maximalen Tages- und Wochenmittelkonzentrationen der Stoffe in den empfindlichen Gebieten sind im Allgemeinen in der ruhigen Zeit im Oktober am höchsten. Nur im Borkumer Riffgrund und im Niedersächsischen Wattenmeer und angrenzenden Küstenmeer sind die maximalen Tagesmittelkonzentrationen während des Szenarios März-Juni am höchsten;
- Die Größe der Abgasfahnen ist in beiden Szenarien ähnlich.

Dies lässt sich wie folgt erklären. Der ruhige Monat Oktober, zu Beginn des Szenarios September - Dezember, führt zu erhöhten Konzentrationen der Stoffe um die Einleitungsstelle. Im Szenario März-Juni, in dem durchschnittliche Bedingungen herrschen, gibt es keine solche ruhige Periode. Außerdem sieht das Szenario von März bis Juni einen starken Sturm vor, der die eingeleiteten Stoffe wegspült.

Die Modellierungsergebnisse zeigen, dass die maximale Konzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht relativ niedrig ist. Er ist um den Faktor 100 niedriger als die Cadmium- und Bleikonzentrationen an allen empfindlichen Standorten. Dies ist auf die relativ geringe Konzentration von metallischem Quecksilber im Produktionswasser zurückzuführen.

6.2 Unwägbarkeiten

Die in dieser Studie angewandten Modellrechnungen sind mit Unsicherheiten und natürlichen ~~Störungen~~ behaftet. Eine der Unwägbarkeiten ist die natürliche Schwankung von Steuerungsprozessen wie Strömung und Wind.

Diese können bis zu einem gewissen Grad vorhergesagt werden. Historische Messdaten und Statistiken geben einen Eindruck von der zu erwartenden Intensität der Prozesse. Gleichzeitig ist jeder Tag und jeder Sturm anders. Diese Schwankungen bei den Kontrollprozessen führen zu einer Unsicherheit bei den vorhergesagten Konzentrationen von Produktionswasser und gelösten Stoffen.

Ein Modell wie Delft3D ist eine Vereinfachung der Realität. So wird beispielsweise ein Berechnungsraster verwendet, um die Anzahl der Berechnungspunkte, in denen die Lenkvorgänge und die Verteilung des Feinmaterials berechnet werden, auf eine überschaubare Anzahl zu reduzieren. Dies kann auf Kosten des Detaillierungsgrades gehen: Die räumliche Variation der Konzentrationen innerhalb der Zellen des Berechnungsgitters bleibt unbekannt. Außerdem werden Prozesse, die auf einer kleineren Skala als der Größe der Berechnungsgitterzellen auftreten (z. B. Turbulenzen), nicht genau berechnet.

Darüber hinaus wurden so viele relevante Prozesse wie möglich in die Modellierung einbezogen, z. B. Salzgehalt, Temperatur und ein Wärmemodell. Es wurde konservativ angenommen, dass alle Stoffe im Produktionswasser in gelöster Form vorliegen und nicht durch Sedimentation, Verdunstung, Verwitterung, Reaktion, Bindung an andere Stoffe usw. abnehmen. Die Konzentrationen der gelösten Stoffe können daher in der Realität abweichen und sich auch im Laufe der Zeit durch die chemischen Reaktionen



**Royal
HaskoningDHV**

verändern. Die genannten Prozesse führen jedoch zu einem Rückgang der Konzentrationen, so dass die Nichtberücksichtigung dieser Prozesse ein konservativer Ansatz ist.

In den vorangegangenen Abschnitten wurden die Unsicherheiten in Bezug auf die natürlichen Schwankungen der Strömungs- und Windverhältnisse, die Modellierung und die Vereinfachungen bei der Modellierung erörtert. In Anbetracht dieser Unsicherheiten wird bei Berechnungen der Wasserqualität in der Regel eine Unsicherheitsmarge von Faktor 2 angesetzt. Das bedeutet, dass die tatsächlichen Konzentrationen im Bereich von -50 bis +100% der berechneten Konzentrationen liegen.

7 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

7.1 Schlussfolgerungen

In dieser Studie wurde die Verteilung der gelösten Stoffe im eingeleiteten Produktionswasser modelliert. Auf der Grundlage der Modellierung wurden die Konzentrationen ermittelt, die sich aus der Einleitung von Produktionswasser in der Umgebung der Plattform ergeben. Das Hauptaugenmerk lag dabei auf den maximalen Tages- und Wochendurchschnittskonzentrationen in zwei verschiedenen Szenarien sowie auf den Schwankungen der Konzentrationen an bestimmten Orten.

Die maximalen täglichen und wöchentlichen Durchschnittskonzentrationen der gelösten Stoffe am Standort der Plattform sind in Tabelle 7-1 aufgeführt. Die maximalen täglichen Durchschnittskonzentrationen sind höher als die maximalen wöchentlichen Durchschnittskonzentrationen, da hohe Konzentrationswerte nur für kurze Zeit auftreten.

Hohe Konzentrationsspitzen spiegeln sich daher in den täglichen Durchschnittskonzentrationen stärker wider als in den wöchentlichen Durchschnittskonzentrationen. Die Konzentrationen der gelösten Stoffe nehmen mit der Entfernung vom Standort der Plattform stark ab, da sich die gelösten Stoffe über eine größere Fläche verteilen.

Tabelle 7-1 Maximale tägliche und wöchentliche Durchschnittskonzentrationen der gelösten Stoffe im unteren Grundwasserleiter an der Einleitungsstelle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Stoff	Maximale durchschnittliche Tageskonzentration	Maximale wöchentliche Durchschnittskonzentration
Aromaten	57	50
Kadmium	0,0013	0,0011
Blei	0,0052	0,0046
Metallisches Quecksilber	0,000062	0,000055

Die Modellberechnungen zeigen, dass die Ausbreitung hauptsächlich in Ost-Nord-Ost-West-Süd-West-Richtung erfolgt. Die Ausbreitung in nördlicher und südlicher Richtung ist relativ gering. Die Ausbreitungsrichtung wird hauptsächlich durch die Gezeiten in West-Ost-Richtung bestimmt. Verstärkt wird dies durch den vorherrschenden Wind aus Südwest.

N.B.: Diese Studie macht keine Aussage über die Wirkung der berechneten Konzentrationen. Dies wird in der ökotoxikologischen Studie auf der Grundlage dieser Fahnenstudie geschehen. Wie diese Studie ist auch diese ökotoxikologische Studie Teil des Nachtrags zur Umweltverträglichkeitsprüfung vom Dezember 2022 für das Projekt N05-A von ONE-Dyas.

7.2 Empfehlungen

Diese Modellierungsstudie hat ein Bild von der Ausbreitung des Produktionswassers nach dem Ablassen von der Plattform geliefert.

Ein wichtiger nächster Schritt ist die Bestimmung der Auswirkungen der gelösten Stoffe auf die verschiedenen Funktionen der Nordsee, einschließlich der Natur. Welches sind zum Beispiel die kritischen Konzentrationen und wie lange können diese kritischen Konzentrationen überschritten werden, bevor es zu erheblichen negativen Auswirkungen auf Flora und Fauna kommt? Die Modellergebnisse dieser Studie können als Input für eine solche Analyse dienen.

Bei den Modellsimulationen wurde ein möglichst detaillierter Ansatz mit möglichst vielen relevanten Prozessen und einer möglichst detaillierten Nachahmung der Abflüsse verfolgt. Nur wenn der



Royal HaskoningDHV

vorhergesagte Anstieg der Konzentrationen zu einer möglichen Überschreitung der kritischen Werte führt oder der relative Anstieg der Konzentrationen als zu groß erachtet wird, wurden die Modellsimulationen weiter detailliert.

und eine Sensitivitätsanalyse werden empfohlen. Angesichts der unterschiedlichen Wind- und Strömungsverhältnisse in den beiden Modellszenarien hat die Modellierung zusätzlicher Szenarien nur einen geringen Mehrwert.

8 Referenzen

- [1] Fugro, "Metozeanische Kriterien für die N05A-Plattform", Fugro, Amsterdam, 2019.
- [2] Fugro, "Metocean Criteria for the N05A Platform - Final Report", 2019.
- [3] Königliches Niederländisches Meteorologisches Institut, "Huibertgat Winddaten", 2019.
- [4] "KNMI-HYDRA-Projekt - Phasenbericht 7: Schätzung der extremen Wiederkehrwerte der Windgeschwindigkeit", 2003.
- [5] Royal HaskoningDHV, "Fahnenmodellierung N05-A; Gasbohrungen", 2020.

Anhang 2

Anhang 2: Ökotoxikologische Bewertung der Ableitung von Produktionswasser

BERICHT

Ökotoxikologische Bewertung von Benzol, Quecksilber, Cadmium und Blei aus der Dispersion von Produktionswasser

Risiken für ausgewählte aquatische Organismen

Kunde: ONE Dyas

Referentie: BG6396IBRP2111241221

Status: Final/001

Datum: 9.

Dezember 2021

HASKONINGDHV NIEDERLANDE B.V.

Jonkerbosplein 52
6534 AB Nijmegen
Industrie und
Bauwesen

Handelsregisternummer: 56515154

+31 88 348 70 00 **T**

+31 24 323 93 46 **F**

reception.nij-jo@nl.rhdhv.com **E**

royalhaskoningdhv.com **W**

Titel des Dokuments: Ökotoxikologische Bewertung von Benzol, Quecksilber, Cadmium und Blei
aus der Dispersion von Produktionswasser

Untertitel:

Referentie: BG6396IBRP2111241221

Status: 001/Definitiv

Datum: 9. Dezember 2021

Projektname:

Projektnummer: BG6396

Klassifizierung

Projektbezogen

Sofern nicht anders mit dem Kunden vereinbart, darf kein Teil dieses Dokuments vervielfältigt oder veröffentlicht oder für einen anderen Zweck als den, für den es erstellt wurde, verwendet werden. HaskoningDHV Nederland B.V. übernimmt keine Verantwortung oder Haftung für dieses Dokument, außer gegenüber dem Auftraggeber.

Bitte beachten Sie: Dieses Dokument kann personenbezogene Daten von Mitarbeitern von HaskoningDHV Nederland B.V. enthalten. Vor der Veröffentlichung (oder anderweitigen Weitergabe) muss dieses Dokument anonymisiert werden oder es muss die Erlaubnis eingeholt werden, dieses Dokument mit personenbezogenen Daten zu veröffentlichen. Dies ist nicht erforderlich, wenn die Gesetze oder Vorschriften eine Anonymisierung nicht zulassen.

Inhalt

1	Einleitung	4
1.1	Hintergrund	4
1.1	Herkunft des Produktionswassers	4
1.2	Streuung	5
1.3	Methode	7
1.4	Ergebnisse	7
1.5	Leitfaden	8
2	Hintergrund und erwartete Konzentrationen	9
3	Standardwerte und Toxizitätswerte Salzwasserorganismen	11
3.1	Wasserrahmenrichtlinie	(EU)
3.2	Flache Auster - <i>Ostrea edulis</i>	11
3.3	Sonstige Angaben - für Meeresorganismen	Toxizität
3.4	Studien über die Auswirkungen von Produktionswasser	14
4	Risikobewertung für Wasserorganismen	18
5	Schlussfolgerungen	21
6	Referenzen/Quellen	22

Tische

Tabelle 1-1: Zusammenfassung der jährlichen Emissionen von bewerteten Stoffen im Produktionswasser während der Produktionsphase	i
ns Meer	5
Tabelle 2-1 Hintergrundwerte für Stoffe in der Nordsee, in µg/l	9
Tabelle 2-2 Erwartete Höchstkonzentrationen in der unteren Wasserschicht im hr/Herbst-Szenario	Frühja
Tabelle 2-3: Maximale Tagesmittelwerte der Konzentrationen der gelösten Stoffe in der unteren Wasserschicht pro Beobachtungspunkt für beide Szenarien (µg/l)	10
Tabelle 2-4: Maximale wöchentliche Durchschnittskonzentrationen der gelösten Stoffe in der	



unteren Wasserschicht proBeobachtungspunkt für beide Szenarien ($\mu\text{g/l}$)	10
Tabelle 3-1: EU MAC-MKE JG-MKE in $\mu\text{g/l}$	11
Tabelle 3-2 Kritischster Wert für akute Toxizität aus zen12	Referen
Tabelle 3-3 Kritischster Wert für chronische Toxizität aus zen13	Referen
Tabelle 3-4: Akute und chronische Toxizität von über 400 Produktionswasserproben von Plattformen im Golf von Mexiko (Neff et al 2011).	15

Tabelle 4-1: Berechnete Verhältnisse der verdoppelten erwarteten täglichen Durchschnittskonzentrationen im Produktionswasser von N05-A18

Tabelle 4-2: Berechnete Verhältnisse der verdoppelten erwarteten wöchentlichen Durchschnittskonzentrationen im Produktionswasser von N05-A18

Tabelle 4-3: Prozentualer Anteil der Konzentrationswerte im Verhältnis zum eingeleiteten Produktionswasser in 500, 1000, 1500 und 2000 m Entfernung von der Einleitungsstelle. Die Prozentsätze werden sowohl für die untere Wasserschicht als auch für das Maximum der gesamten Wassersäule angegeben.

19

1 Einführung

1.1 Hintergrund

Am 13. Oktober 2020 beantragte ONE-Dyas B.V. eine Umweltgenehmigung für den Bau und Betrieb der Offshore-Gasförderplattform N05-A (im Folgenden N05-A). Eine Umweltverträglichkeitsprüfung wurde zusammen mit dem Genehmigungsantrag eingereicht: Umweltverträglichkeitsbericht Gasproduktion N05-A. Nach der Einreichung wurden die Anträge und die Umweltverträglichkeitsstudie zur Einsichtnahme zur Verfügung gestellt, und die Kommission für Umweltverträglichkeitsprüfung (Commissie voor de milieueffectrapportage - im Folgenden: UVP-Kommission) gab eine beratende Stellungnahme zur Umweltverträglichkeitsstudie ab. In seinem Gutachten forderte der UVP-Ausschuss weitere Informationen über die Auswirkungen der Ableitung des Produktionswassers auf Wasserorganismen.¹

In diesem Bericht wird anhand von Literaturrecherchen untersucht, welche Konzentrationen von Stoffen Fische und Schalentiere, insbesondere die flache Auster, vertragen können. Auf der Grundlage einer modellhaften Ausbreitungsrechnung wird zwischen den Auswirkungen in der Nähe der Einleitungsstelle und in größerer Entfernung von der Einleitungsstelle unterschieden. Die berechneten Schadstoffkonzentrationen sind in übersichtlichen Tabellen zusammengefasst, einschließlich der Hintergrundwerte und der normativen Werte für die Niederlande (und Deutschland).

1.1 Herkunft des Produktionswassers

Bei der Förderung von Erdgas tritt mit dem Erdgas auch Förderwasser aus dem Gasfeld aus. Dieses Produktionswasser besteht aus einer Mischung aus Kondenswasser und Formationswasser:

- Das kondensierte Wasser steigt mit dem Erdgas in Dampfform aus der Lagerstätte auf, kondensiert aber während des Transports an der Oberfläche. Das kondensierte Wasser enthält daher kaum Schwermetalle, wohl aber Kohlenwasserstoffe aus dem Erdgas. Es wird erwartet, dass alle Bohrungen zusammen 30 bis 60 Kubikmeter Wasser pro Tag fördern werden.
- Formationswasser ist Wasser aus der Gaslagerstätte, das in flüssiger Form zusammen mit dem Erdgas an die Oberfläche gebracht wird. Das Lagerstättenwasser enthält von Natur aus Stoffe, die aus der Lagerstätte in das Wasser gelöst wurden, darunter Salz und Spuren von Schwermetallen. Formationswasser wird hauptsächlich gegen Ende der Lebensdauer eines Feldes produziert, und die Produktion von Formationswasser hängt auch von den Eigenschaften eines Gasfeldes ab. Wenn eine Bohrung beginnt, viel Formationswasser zu fördern, werden Maßnahmen ergriffen, um die Bohrung so anzupassen, dass weniger Wasser mit dem Erdgas gefördert wird. Bei den Feldern im N05-Gebiet ist aufgrund der Lagerstätteigenschaften zu erwarten, dass die meisten Bohrungen kein Formationswasser fördern.

Auf einer Gasaufbereitungsplattform, wie z. B. der Plattform N05-A, wird das Förderwasser vom Erdgas getrennt und über einen Öl-Wasser-Trenner ins Meer abgeleitet. Für die Plattform N05-A wird erwartet, dass alle Bohrungen zusammen 30 bis 60 Kubikmeter Förderwasser pro Tag produzieren. Dieses Wasser wird über eine Leitung knapp unter dem Meeresspiegel abgeleitet. Das abgeleitete Produktionswasser entspricht den Einleitungsbestimmungen der Bergbauverordnung. Dies wird in der Umweltverträglichkeitsstudie für N05-A ausführlich beschrieben, siehe insbesondere Abschnitt 2.4 in Teil 1 der Umweltverträglichkeitsstudie und Kapitel 5 in Teil 2 der Umweltverträglichkeitsstudie.

In Anbetracht der nahe gelegenen Naturgebiete beschloss ONE-Dyas, zusätzlich zu der in der Umweltverträglichkeitsprüfung beschriebenen Wasseraufbereitung das Wasser für die Einleitung in einem Aktivkohlefilter zu behandeln, um die Konzentration von Kohlenwasserstoffen und Metallen im eingeleiteten Produktionswasser weiter zu reduzieren. Dieser Aktivkohlefilter wird in Abschnitt 7.4 der Ergänzenden Umweltverträglichkeitsstudie N05-A beschrieben, zu der auch dieser Bericht gehört. Für diese Studie wird die Wasserzusammensetzung nach dem Aktivkohlefilter angenommen. Tabelle 1-1 enthält eine Schätzung der Durchflussmenge und der Konzentrationen des abgeleiteten

¹ *In seiner Stellungnahme bat der UVP-Ausschuss auch um weitere Informationen über die Auswirkungen der Ableitung von Bohrklein auf Bodenorganismen. Dies ist jedoch nicht mehr relevant, da ONE-Dyas nun beschlossen hat, dass das gesamte Bohrklein getrennt gesammelt und verarbeitet wird. Daher konzentriert sich diese Studie nur auf die Folgen der Ableitung von Produktionswasser.*

Tabelle 1-1: Zusammenfassung der jährlichen Emissionen von bewerteten Stoffen im Produktionswasser während der Produktionsphase ins Meer

Stoffe		Unbestrittene Konzentration (mg/l)	Aktivkohlefilter Reduzierung	Beanstandete Konzentration (mg/l)	Jährliche Belastung (kg) bei 60 m ³ Wasserstand /Tag
Kohlenwasserstoffe	Aromaten (ca. 80% Benzol)	130	15%	110	2 420
Metall	Metallisches Quecksilber (Hg)	0,0011	89%	0,00012	0,002
	Kadmium (Cd)	0,0025	-	0,0025	0,05
	Blei (Pb)	0,03	66%	0,01	0,22

1.2 Vertrieb

Die Einleitung von Produktionswasser führt zu einer Erhöhung der Konzentration der eingeleiteten Stoffe in der Nähe der Einleitungsstelle im Vergleich zu den Hintergrundkonzentrationen der Wasserqualität. Diese Stoffe breiten sich als Fahne um die Einleitungsstelle herum aus und können die Natur beeinträchtigen. Die durch die Einleitung entstehende Fahne im Meerwasser wurde mit dem vollständig kalibrierten und validierten Delft3D-Diffusionsmodell für die Nordsee modelliert. Dabei handelt es sich um dasselbe Ausbreitungsmodell, das in der UVP für das Projekt N05-A zur Modellierung der Ausbreitung von abgeleitetem Bohrklein verwendet wurde. Der Bericht über die Modellierung der Abgasfahne (RHDHV, 2021, im Folgenden Abgasfahnenstudie) ist in Anhang 1 des Nachtrags zur Umweltverträglichkeitsprüfung N05-A enthalten, von dem dieser Bericht ein Teil ist.

Die Modellierung und ökotoxikologische Bewertung wurde für vier Stoffe im Produktionswasser durchgeführt: Aromaten (davon 80 % Benzol), Cadmium, Blei und metallisches Quecksilber. Die höchsten berechneten Konzentrationen der im Produktionswasser gelösten Stoffe treten unmittelbar um die Einleitungsstelle auf. Danach nehmen die Konzentrationen der gelösten Stoffe mit zunehmender Entfernung von der Einleitungsstelle rasch ab, da die gelösten Stoffe über die Wassersäule (vertikal) und über eine größere Fläche (horizontsprachlich) verteilt werden. Die Konzentrationen wurden insbesondere für die untere Wasserschicht berechnet, da sich die ökotoxikologische Forschung auf die Fische und Weichtiere konzentriert, die in dieser Wasserschicht leben. Da das Produktionswasser in die darüber liegende Wasserschicht abgeleitet wird, sind sowohl die horizontale als auch die vertikale Verteilung von Bedeutung.

Als Beispiel für die Ausbreitung ist in Abbildung 1-1 die maximale durchschnittliche Benzolkonzentration in der unteren Wasserschicht in der Nähe des Meeresbodens dargestellt. Die Modellberechnung zeigt, dass die höchsten berechneten Werte in der Nähe des Bahnsteigs auftreten und dass die Ausbreitung hauptsächlich in Ost-West-Richtung erfolgt. Die Streuung in nördlicher und südlicher Richtung ist relativ gering. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Ausbreitungsrichtung hauptsächlich durch die in West-Ost-Richtung wirkenden Gezeiten bestimmt wird. Die West-Ost-Ausbreitung wird durch den vorherrschenden Wind aus Südwesten noch verstärkt.

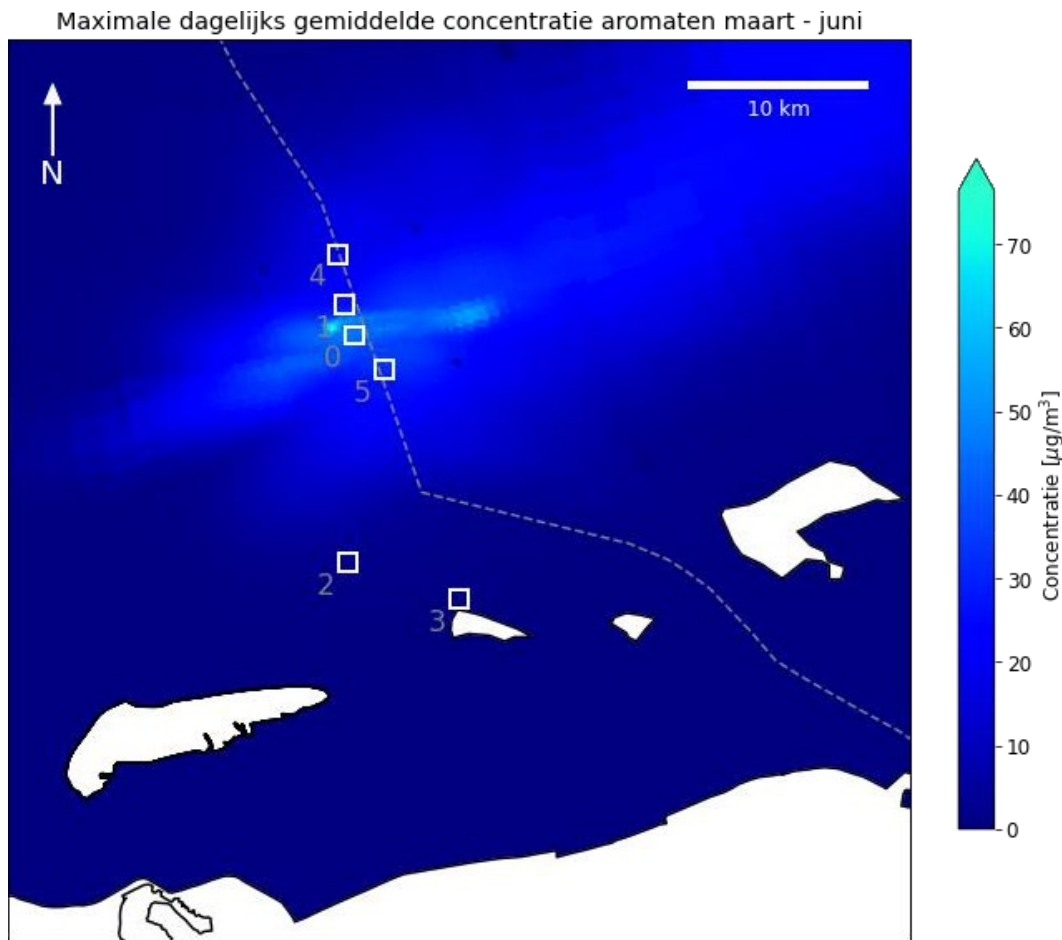


Abbildung 1-1: Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni. Empfindliche Standorte sind mit weißen Quadraten und einer Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austernbank-Renaturierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die niedersächsisch-deutsche Grenzlinie mit der gestrichelten Linie.

Um einen Einblick in den Bereich der Ausbreitung der Abgasfahne nach der Einleitung des Produktionswassers zu erhalten, wurden in der Studie zwei Szenarien mit unterschiedlichen Wind- und Strömungsbedingungen simuliert. Das März-Juni-Szenario beinhaltet einen durchschnittlichen Zeitraum mit einem starken Sturm Ende März. Das Szenario September - Dezember beinhaltet einen sehr ruhigen Monat, gefolgt von einer Periode mit höheren Wind- und Strömungsgeschwindigkeiten. Ein Vergleich der beiden Szenarien zeigt, dass die höchsten Konzentrationen in der Nähe der Einleitungsstelle während ruhiger Zeiten auftreten. Weiter entfernt von der Einleitungsstelle treten die höchsten Konzentrationen bei durchschnittlichen Bedingungen auf.

Dies ist darauf zurückzuführen, dass bei ruhigem Wetter eine relativ geringe Dispersion und Verdünnung stattfindet, so dass die Stoffe in der Nähe der Einleitungsstelle verbleiben. In ruhigeren Zeiten breitet sich das Produktionswasser schneller aus, was bedeutet, dass es schneller verdünnt wird, aber auch weiter reicht.

Bei allen Modellberechnungen, einschließlich dieser Fahnenstudie, muss berücksichtigt werden, dass sie mit Unsicherheiten und natürlichen Schwankungen behaftet sind. Eine der Unwägbarkeiten ist die natürliche Schwankung von Steuerungsprozessen wie Strömung und Wind. Darüber hinaus ist jedes Modell eine Vereinfachung der Realität. Für die Fahnenstudie wurde geschätzt, dass bei den Berechnungen der Wasserqualität im Allgemeinen eine Unsicherheitsspanne von einem Faktor zwei beibehalten werden sollte. Das bedeutet, dass die tatsächlichen Konzentrationen im Bereich von -50 bis +100% der berechneten Konzentrationen liegen.

1.3 Methode

Die Ökotoxizitätsstudie basiert auf der konservativsten Situation: Die höchsten berechneten Konzentrationen werden in Kombination mit den strengsten Normen und/oder den kritischsten Ökotoxizitätswerten verwendet. Außerdem wurde konservativ davon ausgegangen, dass alle Stoffe im Produktionswasser in gelöster Form vorhanden sind und nicht durch Sedimentation, Verflüchtigung, Verwitterung, biologischen Abbau, Komplexbildung, Adsorption von Metallen usw. reduziert werden. Auch bei der Kategorie der Aromaten wird davon ausgegangen, dass es sich bei allen Stoffen um Benzol handelt. Es wird davon ausgegangen, dass die erwarteten Konzentrationen vollständig bioverfügbar (gelöst) sind.

Die Verteilung des eingeleiteten Produktionswassers im Meer (Fahnenstudie) wurde mit dem Delft3D-Modell von Deltares modelliert (wie in RHDHV, 2021 beschrieben). Dies geschah mit der gleichen Methode und dem gleichen Modell, das zur Bestimmung der Verteilung des wasserlöslichen Anteils der ausgetretenen Bohrspülung verwendet wurde. Bei der Fahnenstudie wurden die täglichen und wöchentlichen Durchschnittskonzentrationen in der Wassersäule in der Nähe des Meeresbodens an ausgewählten Stellen und/oder Entfernungen vom Standort der Plattform bestimmt. Für die Konzentrationen und Durchflussmengen wurden die Werte der UVP Teil 2 (basierend auf CIW4) und für die Emissionsminderung eines Aktivkohlefilters, der andernorts zur Aufbereitung von Produktionswasser aus der Gasförderung eingesetzt wird, die Messwerte von ONE-Dyas verwendet.

Auf der Grundlage der Modellierungsergebnisse der Fahnenstudie wurden die möglichen Auswirkungen von vier Stoffen im Produktionswasser auf eine Reihe von Arten bewertet, die als repräsentativ für den Schwerpunkt gelten. Die zu untersuchenden Stoffe sind diejenigen, für die die UVP-Kommission in ihrem Gutachten weiteren Forschungsbedarf festgestellt hat, nämlich Benzol und die Metalle Quecksilber, Cadmium und Blei. Die Auswirkungen werden für Fische und Muscheln berechnet, wenn möglich speziell für die flache Auster, *Ostrea edulis*.

Die Fahnenmodellierung ergibt die erwartete Konzentration (PEC-Predicted Environmental Concentration). Die Daten zur chronischen Ökotoxizität und der Standardwert (PNEC - Predicted No Effect Concentration) geben die erwartete Konzentration an, oberhalb derer schädliche Wirkungen auftreten können. Das Verhältnis zwischen der erwarteten Expositions- und der Wirkungskonzentration bestimmt, ob in einem bestimmten Abstand von der Einleitungsstelle an der PEC akute oder chronische Wirkungen zu erwarten sind. Ein Verhältnis > 1 bedeutet, dass Auswirkungen zu erwarten sind. Ein Verhältnis < 1 gibt die Konzentration an, bei der kein Risiko von Auswirkungen besteht, d. h. die erwartete Konzentration ist niedriger als diejenige, bei der Auswirkungen auftreten könnten.

Für akute, kurzfristige Expositionen wird das Risiko mit Tagesmittelwerten als PEC bestimmt, für chronische, längerfristige Expositionen (langfristige Auswirkungen auf Wasserorganismen) werden Wochenmittelwerte verwendet.

1.4 Ergebnisse

Die Konzentrationen an Standorten in ausgewählten Entfernungen von der Einleitungsstelle werden in Tabellenform mit den Hintergrundkonzentrationen und den Wasserqualitätsnormen dargestellt. Diese werden mit den Wirkkonzentrationen für die Toxizität verglichen. Dies geschieht für die Stoffe Benzol, Quecksilber, Blei und Cadmium in der Wasserphase einen Meter über dem Meeresboden. Das Ergebnis ist eine Bewertung der (Gradienten der) Konzentrationen im Verhältnis zu den erwarteten Auswirkungen, Normen und/oder Hintergrundkonzentrationen für die vier untersuchten Stoffe.

Auf der Grundlage der ökotoxikologischen Risiken wird für jede Art (Fisch/Weichtier) eine Kontur festgelegt, innerhalb derer ökotoxikologische Auswirkungen auftreten können. Die berechneten Zusatzkonzentrationen des Produktionswassers werden mit den Normen für diese Stoffe aus der WRRL/KRM oder anderen Quellen, aber auch mit Hintergrundkonzentrationen verglichen.

1.5 Leitfaden zum Lesen

In Kapitel 2 werden die berechneten Konzentrationen und die Hintergrundkonzentrationen erläutert, woraufhin in Kapitel 3 die Ökotoxizitätsdaten beschrieben werden, die zur Ableitung der Normwerte für die vier Stoffe verwendet wurden. In Kapitel 4 werden die Wasserkonzentrationen mit den Wirkkonzentrationen dieser Stoffe für Fische und Muscheln verglichen, um eine Risikobewertung durchzuführen.

2 Hintergrund und erwartete Konzentrationen

Verschiedene Quellen verweisen auf (natürliche) Hintergrundkonzentrationen in Meeren und Ozeanen. Für die Nordsee liegen die Werte für Benzol, Cadmium und Blei zwischen Nanogramm und Mikrogramm; für Quecksilber werden höchstens Nanogramm genannt. Die Werte sind in Tabelle 2-1 zusammengefasst.

Tabelle 2-1 Hintergrundwerte für Stoffe in der Nordsee, in µg/l

Stoffe	Nordsee (Neff et al., 2011)	Nordsee OSPAR-Region II (OSPAR, 2004)	Andere Meerwasserdaten
Benzol	0,001	n.b.	< 0,005 - 89,4 ¹ 0,000876 - 0,0876 ² 0,876 - 8,76 ³
Kadmium	0,001 - 0,1	0,006 - 0,034	n.a.
Blei	0,001 - 0,1	0,02 - 0,03	n.a.
Quecksilber	0,7e-04 - 0,6e-02	0,5e-04 - 0,13e-02	n.a.

n.a. = nicht verfügbar

n.a. = nicht untersucht, da andere Quelle vorhanden

¹ aus EU-RAC, 2008

² aus Echeverria, 1980

³ aus Korn et al, 1976

Da dieser Bericht auf dem konservativsten Ansatz basiert, zeigt Tabelle 2-2 die zusammengefassten Höchstkonzentrationen zu jeder Zeit (Tag oder Woche), unabhängig vom Standort. Die Daten stammen aus der Fahnenstudie (RHDHV, 2021). Die höchsten Werte werden in der unteren Wasserschicht für das Herbstszenario berechnet. Nur bei Benzol werden die Konzentrationen in Nanogramm berechnet, bei den anderen Stoffen sind es bis zu Pikogramm oder noch weniger (Quecksilber).

Tabelle 2-2 Maximal erwartete Konzentrationen in der unteren Wasserschicht im Frühjahr/Herbst-Szenario

Stoff	Höchstwert untere Wasserschicht Tagesdurchschnitt in µg/l		Höchstwert untere Wasserschicht Wöchentlicher Durchschnitt in µg/l	
	Feder	Herbst	Feder	Herbst
Benzol	4.54e-02	5.70e-02	3.80e-02	5.03e-02
Kadmium	1.03e-06	1.30e-06	8.64e-07	1.14e-06
Blei	4.13e-06	5.18e-06	3.46e-06	4.58e-06
Quecksilber	4.95e-08	6.22e-08	4.15e-08	5.49e-08

Die folgenden Tabellen (Tabelle 2-3 und Tabelle 2-4) zeigen, dass die höchsten Werte erwartungsgemäß in der Nähe des Standorts N05-A berechnet werden. Die Konzentrationen an anderen Standorten sind daher niedriger. Bei den Werten in den Tabellen ist zu berücksichtigen, dass die Unsicherheitsspanne bei einer solchen Fahnenmodellierung typischerweise in der Größenordnung von - 50 bis +100 % liegt, was bedeutet, dass die Konzentrationen halb so klein bis doppelt so groß sein können.

Tabelle 2-3: Maximale Tagesmittelwerte der Konzentrationen der gelösten Stoffe in der unteren Wasserschicht pro Beobachtungspunkt für beide Szenarien ($\mu\text{g/l}$)

Stoff	N05-A	Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumer - Teller	Borkum Riffgrund	Niedersächsisches Seen- und Küstengebiet
Benzol	5.7E-02	3.1E-02	6.1E-03	3.1E-03	1.8E-02	3.3E-02
Kadmium	1.3E-06	7.1E-07	1.4E-07	7.0E-08	4.0E-07	7.4E-07
Blei	5.2E-06	2.9E-06	5.6E-07	2.8E-07	1.6E-06	3.0E-06
Quecksilber	6.2E-08	3.4E-08	6.7E-09	3.4E-09	1.9E-08	3.6E-08

Tabelle 2-4: Maximale wöchentliche Durchschnittskonzentrationen in Wasserschicht der gelösten Stoffe pro Beobachtungspunkt für den unteren beiden Szenarien ($\mu\text{g/l}$)

Stoff	N05-A	Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumer Platte	Borkum Riffgrund	Niedersächsisches Seen- und Küstengebiet
Benzol	5.0E-02	2.6E-02	3.4E-03	2.0E-03	1.5E-02	2.3E-02
Kadmium	1.1E-06	5.8E-07	7.7E-08	4.6E-08	3.4E-07	5.2E-07
Blei	4.6E-06	2.3E-06	3.1E-07	1.9E-07	1.3E-06	2.1E-06
Quecksilber	5.5E-08	2.8E-08	3.7E-09	2.2E-09	1.6E-08	2.5E-08

3 Richtwerte und Toxizitätswerte für Salzwasserorganismen

In diesem Kapitel werden die Standardwerte für die im Meer untersuchten Stoffe und die Toxizitätswerte für Salzwasserorganismen erörtert. Die Normwerte basieren zum Teil auf den (kritischsten) LC50/EC50- und NOEC/EC10-Werten für Salzwasserfische und Mollusken, die in diesem Bericht speziell behandelt werden. Darüber hinaus wurde in der Literatur nach spezifischen Daten über die (Empfindlichkeit der) Flachauster und die Toxizität des Produktionswassers gesucht.

3.1 Wasserrahmenrichtlinie (EU)

In der EU wurden die folgenden allgemeinen Standardwerte für Meeresoberflächengewässer festgelegt. Für akute, kurzzeitige Expositionen gilt die Umweltqualitätsanforderung für den höchstzulässigen

Die Konzentration (MAC-MKE) wird als Referenzwert verwendet. Für langfristige Expositionen ist die jährliche Umweltqualitätsanforderung (EQSAR) relevant. Nur für die Niederlande wurde wegen der Sekundärvergiftung von Quecksilber eine spezifische Anpassung vorgenommen, so dass die MAC-EQS auf 0,07 ng/l festgelegt wurde.

Tabelle 3-1: EU MAC-MKE JG-MKE in µg/l

Stoffe	MAC-MKE µg/l (Salzwasser)	JG-MKE µg/l (Salzwasser)	Anmerkungen/Referenz
Benzol	50	8	EG-WRRL, 2013 Richtlinie 2013/39/EU
Kadmium	1,5	0,2	EG-WRRL, 2013
Blei	14	1,3	EG-WRRL, 2013
Quecksilber	0,07 0,07	0,7e-04 ¹⁾	EG-WRRL, 2013 wetten.nl - Verordnung - Verordnung über Qualitätsanforderungen und die Überwachung von Wasser 2009 - BWBR0027061 (government.nl)

¹⁾ Mit Transitvergiftung. Um die Einhaltung der Umweltqualitätsanforderung für Biota zu überwachen, haben die Niederlande für diesen Stoff einen Wert für die Konzentration des Stoffes in Oberflächengewässern abgeleitet, der das gleiche Schutzniveau bietet, wie es die Umweltqualitätsanforderung für Biota vorsieht.

3.2 Flache Auster - *Ostrea edulis*

Bekannte Schadstoffe, die für Plattaaustern (*Ostrea edulis*) schädlich sind, wurden kürzlich in Colsoul et al. (2021) zusammengefasst. Von den vier relevanten Substanzen wird allein für Quecksilber (Hg) ein EC/LC50-Wert von 3,3 µg/l angegeben.

Bigas et al. (1997) setzten flache Austern 34 Tage lang 5 µg/l Hg aus. Diese Konzentration tötete sie nicht, aber sie akkumulierten das Hg und mit zunehmender innerer Konzentration wurden die Gewebestrukturen zerstört.

Piano et al. (2004) setzten wilde Plattaauster im Labor eine Woche lang Cadmiumkonzentrationen von 100 und 500 µg/l aus und beobachteten nur bei der höchsten Konzentration einen signifikanten Anstieg der Methallothioneine und Hitzeschockproteine (HSP). Metallothioneine (Proteine) spielen eine Rolle beim Schutz vor der Toxizität von Metallen, während HSP ein Indikator für Stress ist.

Frazier & George (1983) setzten Austern 111 Tage lang 100 µg/l Cadmium (Cd) aus. Die Anreicherung von Cd in Austern ist genetisch und umweltabhängig, wobei die Pazifische Auster *Crassostrea gigas*



schneller akkumuliert als die flache Auster, und auch flache Austern aus einer relativ sauberen Umgebung akkumulieren Cd schneller als solche aus einer bereits metallbelasteten Umgebung.

Die oben erwähnten Experimente mit Plattaaustern wurden bei Konzentrationen von Cadmium und Quecksilber durchgeführt, die weit über den MKEs lagen, und zeigen daher keine besondere (hohe) Empfindlichkeit von Plattaaustern gegenüber diesen Stoffen. Für Blei (Pb) und Benzol wurden keine Toxizitätsstudien mit Plattaaustern gefunden.

3.3 Sonstige Angaben - Toxizität für Meeresorganismen

Jakimska et al. (2011) beschreiben die Rolle und die Auswirkungen der Anreicherung von Cadmium, Blei und Quecksilber für verschiedene Gruppen von Meeresorganismen. Die Anreicherung von Cadmium und Quecksilber führt zur Peroxidation von Fetten und zur Bildung von DNA-Addukten in Weichtieren². Quecksilber kann auch den Zellstoffwechsel stören. Bei Fischen führt Quecksilber zu Erschöpfung, Koordinationsstörungen, vermindertem Appetit, Beeinträchtigung des zentralen Nervensystems und des endokrinen Systems und beeinträchtigt Fortpflanzung, Osmoregulation und Orientierung. Blei verursacht Verhaltensänderungen bei Fischen und beeinträchtigt Überleben, Wachstum und Stoffwechsel. Anorganische Bleiverbindungen sind ebenfalls krebserregend.

Von Benzol ist bekannt (Meyerhoff, 1975), dass es Narkose (ZNS), Anämie und erhöhte Stressempfindlichkeit verursacht. Diese Auswirkungen können schließlich zum Tod durch Sauerstoffmangel führen. Das Verschwinden der Symptome nach Beendigung der Exposition deutet darauf hin, dass diese Auswirkungen reversibel sind.

Zusätzlich zu den in den EU-UQN-Dokumenten genannten Studien wurden die ECOTOX-Knowledgebase³ der US-EPA und die neuere Literatur durchsucht. Die nachstehenden Tabellen zeigen, dass Cadmium sowohl bei der akuten als auch bei der chronischen Toxizität der giftigste der vier Stoffe für Fische und Mollusken ist.

Tabelle 3-2 Kritischster Wert für akute Toxizität aus Referenzen

Stoffe	EC50/LC50 (Salzwasser)	Endpunkt	Art (Lebensstadium)	Zeit	Anmerkungen / Referenzen
Benzol Fisch	5,1 µg/l*	Sterblichkeit	Morone saxatilis (Jungtiere)	4 d	Benville & Korn, 1977 (EPA)
Benzol-Molusk	375,8 µg/l*	n.b.	Crassostrea gigas (Embryo)	2 d	LeGore, 1974 (EPA)
Kadmium-Fisch	0,9 µg/l	Sterblichkeit	Oncorhynchus tshawytscha	8,3 d	Chapman, 1978 (EC 2001)
Kadmium-Molluske	1 µg/l	Sterblichkeit	Tridacna derasa (Embryo)	3 d	Soria-Dengg & Ochavillo, 1990 (EPA)
Bleifisch	1500 µg/l	Sterblichkeit	Scorpaenichtys marmoratus	n.b.	EG 2011
Blei-Molluske	25 µg/l	Sterblichkeit	Mytilus edulis	n.b.	EG 2011
Quecksilberfische	67 µg/l	Sterblichkeit	Fundulus heteroclitus (Embryonen)	4 d	EG, 2005
Quecksilber-Molluske	3,5 µg/l	Entwicklung	Mytilus galloprovincialis	2 d	EG, 2005

* Umrechnung von µl/l in µg/l bei einer Dichte von 876 g/l



**Royal
HaskoningDHV**

² *DNA-Addukte werden in wissenschaftlichen Experimenten als Biomarker verwendet, um den Grad der Exposition eines Organismus gegenüber Karzinogenen anzuzeigen. Die Bildung eines DNA-Addukts kann der Beginn des Prozesses sein, bei dem sich Zellen im Gewebe in Krebszellen verwandeln.*

³ *[ECOTOX | Startseite \(epa.gov\)](#)*

Tabelle 3-3 Kritischster Wert für chronische Toxizität aus Referenzen

Stoffe	NOEC/EC10 (Salzwasser)	Endpunkt	Art (Lebensstadium)	Zeit	Anmerkungen und Hinweise
Benzol Fisch	1,3 µg/l*	Wachstum	Morones saxatilis (juv)	28d	Korn, 1976 (EPA)
	3,5 µg/l	Schraffur	Oncorhynchus mykiss (Embryo)	23-27d	EG, 2005
Benzol Molluske	375,8 µg/l*	n.b.	Crassostrea gigas (Embryo)	2 d	LeGore 1974 (EPA)
Kadmium-Fisch	0,47 µg/l	Biomasse (Wachstum)	Salmo salar (Ei und Jungtier)	46 d	Rombough & Garside, 1982 (EG)
Kadmium-Molluske	0,5 µg/l	Pathologische Auswirkungen	Patinopecten yessoensis	25 d	Evtushenko et al, 1984 (EPA)
Bleifisch	150 µg/l	Physiologische Auswirkungen	Oncorhynchus kisutch	14 d	Varanasi, 1978 (EPA)
Blei-Molluske	9,2 µg/l	n.b.	Mytilus trossulus	n.b.	EG 2011
Quecksilberfische	5 µg/l	Schraffur	Clupea harengus membras	12,5 d	EG 2005
Quecksilber-Molluske	1 µg/l	Schraffur	Crassostrea virginica	2 d	EG 2005

* Umrechnung von µl/l in µg/l bei einer Dichte von 876 g/l

Aus den oben genannten Daten kann nicht geschlossen werden, dass die Flachauster nicht die empfindlichste Art ist, da nicht in allen Studien dieselben Lebensstadien untersucht wurden.

Der MAC-MKE und der JG-MKE scheinen mit den niedrigsten in der Literatur gefundenen Ökotoxizitätswerten (EC/LC50 bzw. NOEC/EC10) gut übereinzustimmen, die Werte sind recht ähnlich, da sie innerhalb einer Größenordnung liegen, außer bei Quecksilber. Für Quecksilber sind die abgeleiteten Normen viel strenger, weil das NL JG-MKE unter anderem die Sekundärvergiftung berücksichtigt.

Zusätzlich zu den Verweisen aus den EU-UQN-Dokumenten und der US-EPA-Datenbank, die in den obigen Tabellen verwendet wurden, wurde auch neuere Literatur für die fraglichen Stoffe gefunden, mit oder ohne kombinierte Exposition. Zwei Studien werden hier erwähnt, weil sie chronische Expositionen und/oder empfindliche Lebensstadien von Muscheln betreffen. Die Ergebnisse dieser Studien ändern jedoch nichts an den kritischsten Werten, die in den obigen Tabellen angegeben sind.

Wang et al. (2009) untersuchten Quecksilber, Cadmium und Blei auf ihre Auswirkungen auf die frühe Entwicklung von *Meretrix meretrix*. Untersucht wurden Embryogenese, Überleben, Wachstum und Metamorphose der Larven. Die EC50 für die Embryogenese betrug 5,4 µg/l für Hg, 1014 µg/l für Cd und 297 µg/l für Pb. Die 96-Stunden-LC50 für D-Larven betrug 14,0 µg/l für Hg, 68 µg/l für Cd und 353 µg/l für Pb. Bei 18,5 µg/l für Hg, 104 µg/l für Cd und 197 µg/l für Pb war das Wachstum deutlich verzögert. Die EC50 für die Metamorphose war, wie die 48-Stunden-LC50, höher als die 96-Stunden-LC50.

Xie et al. (2017) untersuchten Interaktionen bei Muscheln. Die individuelle und kombinierte Toxizität von gelöstem Cadmium und Blei wurde für frühe Lebensstadien der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* untersucht. Embryotoxizität, Larvensterblichkeit und Genotoxizität wurden bestimmt. Bei der Embryotoxizität lagen die EC50-Werte für einzelnes Cd, Pb und ihre Mischung bei 272,2 µg/l, 660,3 µg/l bzw. 373,1 µg/l. Der LC50-Wert für die 96-stündige Larvensterblichkeit wurde für Cd, Pb und deren Mischung mit 353,3 µg/l, 699,5 µg/l bzw. 205,5 µg/l bestimmt. DNA-Strangbrüche wurden in Austernembryonen nach individueller Cd-, Pb- und deren Mischungsexposition festgestellt, wobei eine signifikante positive Korrelation zwischen Embryotoxizität und Genotoxizität bestand. Die Studie zeigt eine höhere Toxizität von Cd als von Pb, und das Cd-Pb-Gemisch ist für die Pazifische Auster etwas toxischer (Faktor 1,7) als Cd oder Pb einzeln.

Einige andere Veröffentlichungen mit anderen oder manchmal niedrigeren Wirkungskonzentrationen als die, auf denen der EU-MKE zu beruhen scheint, wurden bereits erwähnt. Diese Studien wurden jedoch keiner Zuverlässigkeitsüberprüfung unterzogen oder sind neueren Datums, so dass nicht bekannt ist, ob

sie alle in eine eventuelle Überprüfung der Studie einbezogen werden.

MKE werden alle für den Datensatz für die Ableitung der Norm berücksichtigt. Diese niedrigsten Werte werden bei der Risikobewertung zugrunde gelegt.

3.4 Studien über die Auswirkungen von Produktionswasser

Neben Untersuchungen zu einzelnen Bestandteilen des Produktionswassers werden auch Untersuchungen zur Toxizität des gesamten Produktionswassers durchgeführt. Allerdings hat jeder Produktionswasserstrom seine eigene Zusammensetzung, was bedeutet, dass Studien aus anderen Regionen (geologischen Formationen) nicht automatisch repräsentativ für diese Studie sind. Vor allem regionalspezifische Studien könnten nützlich sein, um die Umweltrisiken des betreffenden Produktionswassers zu bewerten. Es wurde nur eine (regional) relevante Studie zur Umweltrisikobewertung von Benzol für die derzeitige Produktionswassereinleitungsstelle gefunden. Dieser und andere (Übersichts-)Artikel über die Auswirkungen von Produktionswasser auf Wasserorganismen werden im Folgenden besprochen. Die Zusammensetzung des in den Berichten erwähnten Produktionswassers wird nicht angegeben, ebenso wenig wie die Frage, ob es aus der Gas- oder Ölförderung stammt.

Peijnenburg et al. (2007) untersuchten die Umweltrisiken von Benzol, das von Plattformen in der Nordsee stammt. Konservativ modellierte Einleitungen von Gasförderplattformen führten dazu, dass außerhalb eines Abstands von 500 Metern von der Plattform kaum Risiken bestehen. Aufgrund des untersuchten Standorts und der Benzolbelastung (2975 kg/Jahr) ist die vom NAM modellierte Gasplattform L09-FF-1 für die vorliegende Studie relevant (d. h. 2420 kg/Jahr). In der Peijnenburg-Studie wurden die Auswirkungen für drei Abflusstiefen (1, 5 und 10 Meter unter der Wasseroberfläche) berechnet. Die Ergebnisse zeigten, dass die Benzolkonzentrationen oberhalb der Wasserrahmenrichtlinie JG-MKE (8 µg/l) in einer maximalen Entfernung von 466 Metern von der Plattform (bei 1 Meter Abflusstiefe) erreicht wurden. Ein tieferer Abfluss bedeutete kürzere Risikodistanzen. Bei einem strengeren Prüfwert (vernachlässigbare Konzentration) von 2 µg/l betrug die Risikoentfernung bei 1 Meter Abflusstiefe maximal 925 Meter von der Plattform. Es ist bemerkenswert, dass die Modellierung der Abgasfahne keine Auswirkungen unterhalb der Abflusstiefe von 6 m ergab, siehe auch die Abbildung in dieser Veröffentlichung (Abbildung3-1), wenn mit 8 µg/l getestet wurde.

Neff et al. (2011) kommen ebenfalls zu dem Schluss, dass die Auswirkungen des Produktionswassers auf Wasserorganismen hauptsächlich in der Umgebung der Einleitungsstelle zu erwarten sind und je nach mehreren Faktoren nur begrenzt sind. Die meiste Aufmerksamkeit wird aromatischen Kohlenwasserstoffen, Alkylphenolen und einigen Metallen gewidmet. Die in dieser Übersicht erwähnten Studien beziehen sich auf Verdünnungen des Produktionswassers, von denen einige wenige Wirkungen bei 0,1 % angeben, einige wenige sind kaum schädlich (35-40 %), aber die meisten Studien geben eine akute und chronische Toxizität zwischen 2 und 10 % für Krebstiere und 5-20 % für Fische an, siehe Tabelle 3-4 unten. Es ist nicht ersichtlich, dass es taxonomische Gruppen gibt, die empfindlicher auf die Exposition gegenüber Produktionswasser reagieren als andere. Obwohl die Bioakkumulation von Stoffen zu chronischer Toxizität und sekundären Vergiftungen führen kann, konnten in einer bereits erwähnten Feldstudie für Cadmium, Quecksilber und Aromaten u. a. bei zwei Muschel- und fünf Fischarten in 100 m Entfernung keine erhöhten Konzentrationen im Gewebe festgestellt werden, während bei polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) eine Anreicherung zu beobachten war. Die in der Übersicht erwähnten Biomarker-Studien zielen fast immer auf den Nachweis einer PAK- oder Alkylphenol-Exposition ab, was den Rahmen dieses Berichts sprengen würde.

Table 16 Acute and chronic toxicity of more than 400 produced water (PW) samples from the Gulf of Mexico off Louisiana, USA, to mysids (*Mysidopsis bahia*) and sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*), exposure concentrations are percent produced water (from Neff, 2002)

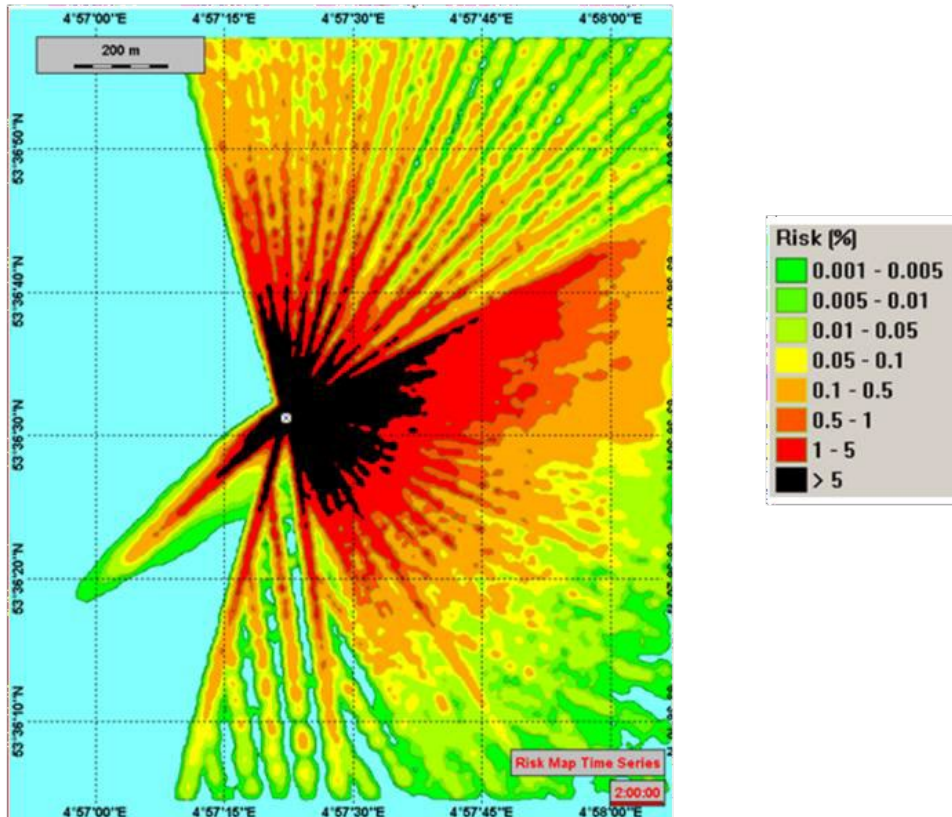
Test	Number of Tests	Mean Value (% PW)	Standard Deviation	Maximum Value
<i>Mysidopsis bahia</i>				
96h Acute Toxicity	412	10.8	10.4	86.3
Chronic Survival (NOEC)	407	3.4	5.8	50.0
Chronic Growth (NOEC)	391	2.4	3.6	42.0
Chronic Fecundity (NOEC)	274	2.7	3.2	25.0
<i>Cyprinodon variegatus</i>				
96h Acute Toxicity	359	19.2	14.8	>100
Chronic Survival (NOEC)	401	6.3	9.0	>100
Chronic Growth (NOEC)	395	5.2	8.1	>100

NOEC: no observed effect concentration

Tabelle 3-4: Akute und chronische Toxizität von mehr als 400 Produktionswasserproben von Plattformen im Golf von Mexiko (Neff et al 2011).

Top view of a time integrated risk map.

Scenario 3: Gas platform NAM L09-FF-1 (see table above) assessed using a water quality standard (WQS) of 8 µg/l and a release depth simulated at 1 meter below sea level. Area in red exceed the WQS, area in black is > 5 times the WQS (from de Vries et al, 2006)



Cross section of a time integrated risk map

Scenario 3: Gas platform: NAM L09-FF-1 (see table above) assessed using a water quality standard (WQS) of 8 µg/l and a release depth simulated at 1 meter below sea level. Area in red exceed the WQS, area in black is > 5 times the WQS (from de Vries et al, 2006)

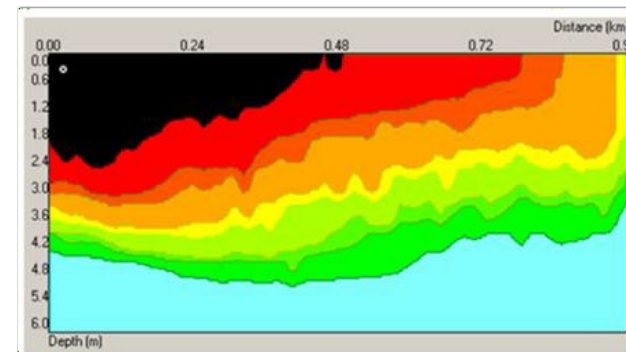


Abbildung 3-1: Integrierte Risikokarte des Benzolabflusses von NAM L9-FF-1 aus Peijnenburg et al. (2007).

Viele der in der Übersichtsarbeit von **Beyer et al. (2020)** zitierten Studien befassen sich mit Biomarkern (z. B. Enzyminduktion und/oder DNA-Adduktbildung) und widmen den PAK große Aufmerksamkeit, nicht aber Benzol und/oder Metallen. Der Grund dafür ist, dass sie die PAK als eine sehr wichtige Komponentengruppe für ökologische Auswirkungen betrachten. Typische Toxizitätsparameter sind kardiovaskuläre Störungen, Perikard- und Dottersacködeme, subkutane Blutungen, kranofaziale (Kiefer-)Missbildungen, Wachstumsverzögerungen und erhöhte Mortalität bei Larven und Jungfischen.

Die Auswirkungen auf das Immunsystem wurden hauptsächlich bei Fischen und Muscheln untersucht. Bei Fischen sind solche Effekte jedoch oft unspezifisch, während sich bei Muscheln die Stabilität der lysosomalen Membran in Hämocyten als Biomarker bewährt hat. Verschiedene Omics-Techniken werden für systemische und mechanistische Wirkungen eingesetzt, doch ist eine umfassendere Überprüfung und Validierung erforderlich.

Ihre wichtigsten Ergebnisse sind folgende:

- Die Auswirkungen auf Muscheln und Fische, die mehrere Wochen lang dem Produktionswasser in der Nähe von Bohrstellen ausgesetzt waren, waren relativ gering;
- Petrogene Metaboliten wurden in der Galle von Fischen gefunden, die 10 km von der Einleitungsstelle des Produkts entfernt waren;
- Schellfisch zeigt stärkere Auswirkungen der Petrogenexposition als andere Fischarten (was jedoch nicht unbedingt mit dem Produktionswasser zusammenhängt).

Schmeichel (2017) erwähnt, dass BTEX bei der Bewertung der ökotoxikologischen Auswirkungen von Produktionswasser kaum berücksichtigt werden. Dies liegt vor allem daran, dass sie sich in Meerestieren kaum anreichern und dass sie sich nach der Einleitung in den Vorfluter schnell verdünnen, verflüchtigen und umgewandelt werden.

Schuldt (2020) untersuchte die Auswirkungen von Produktionswasser von fünf Standorten (Konzentrationen 10, 50 und 100 %) auf die Larven der Rotzelle *Cyclopterus lumpus*. Es wurde festgestellt, dass die organische Fraktion des Produktionswassers für die verschiedenen Anomalien und die Sterblichkeit verantwortlich ist, obwohl auch andere (mit GC-MS nicht nachgewiesene) Stoffe zu den Auswirkungen beitragen könnten. Eine Identifizierung der Stoffe fand jedoch nicht statt.

Die beschriebenen Studien über die Auswirkungen von Produktionswasser auf Wasserorganismen zeigen, dass diesen vier Stoffen nur wenig Aufmerksamkeit geschenkt wurde. Die Zusammensetzung der Produktionswässer ist unterschiedlich und die beschriebenen Ergebnisse können daher nur als Richtwerte angesehen werden. Die in den Überprüfungen erwähnten Wirkungen sind fast nie auf eine Komponente zurückzuführen.

4 Risikobewertung für Wasserorganismen

Das Risiko von Auswirkungen auf einzelne Organismen und allgemeiner ökologischer Folgen hängt von der Zusammensetzung des Produktionswassers, dem Verhalten und dem Verbleib der darin enthaltenen Komponenten in der Umwelt sowie der relativen Toxizität der einzelnen Komponenten und möglicher Abbauprodukte ab. In der folgenden Risikobewertung werden die in Abschnitt 1.3 (Methode) genannten (vereinfachten) konservativen Annahmen verwendet.

Bei dieser Risikobewertung wird davon ausgegangen, dass nur die maximal zu erwartenden Konzentrationen (Tabelle 2-2) in der unteren Wasserschicht auftreten werden. Diese Konzentrationen werden auch aufgrund der Unsicherheiten bei der Modellierung der Schadstoffaufnahme verdoppelt (siehe auch Abschnitt 1.2). Zusätzlich zu den EU MAC-MKEs und JG-MKEs werden die kritischsten Ökotoxizitätswerte und die niedrigsten Hintergrundkonzentrationen mit den doppelt so hohen erwarteten Höchstkonzentrationen in der unteren Wasserschicht verglichen.

In der folgenden Tabelle werden die Verhältnisse der doppelt so hohen erwarteten Konzentrationen (PEC = Tagesmittelwerte) zum EU-MAC-MKE, zum niedrigsten akuten Ökotoxizitätswert aus der Literatur (dem EC/LC50-Wert) bzw. zu den Hintergrundkonzentrationen berechnet, siehe Tabelle 3-1 bis Tabelle 3-3.

Tabelle 4-1: Berechnete Verhältnisse der verdoppelten erwarteten täglichen Durchschnittskonzentrationen im Produktionswasser von N05-A

Typ	Stoff	PEC / EU MAC-MKE	PEC / niedrigste EC/LC50	PEC/Hintergrundkonzentration
Fisch	Benzol	$0,114 / 50 = 0,002$	$0,114 / 5,1 = 0,02$	$0,114 / 0,000876 = 130$
Molluske			$0,114 / 375,8 = 0,0003$	
Fisch	Cadmium	$2,6e-06 / 1,5 = 1,7e-06$	$2,6e-06 / 0,9 = 2,9 e-06$	$2,6e-06 / 0,001 = 0,003$
Molluske			$2,6e-06 / 1,0 = 2,6 e-06$	
Fisch	Blei	$1,04 e-05 / 14 = 7,4e-06$	$1,04 e-05 / 1500 = 0,7 e-08$	$1,04 e-05 / 0,001 = 0,01$
Molluske			$1,04 e-05 / 25 = 0,4 e-06$	
Fisch	Quecksilber	$1,24 e-07 / 0,07 = 1,8e-06$	$1,24 e-07 / 67 = 0,2e-08$	$1,24 e-07 / 0,5e-04 = 0,002$
Molluske			$1,24 e-07 / 3,5 = 0,4 e-07$	

Alle akuten ökotoxikologischen Quotienten zeigen, dass keine unannehmbaren Risiken oder Überschreitungen zu erwarten sind, alle Quotienten liegen deutlich unter 1. Anschließend wurden auch die Quotienten der doppelt so hohen erwarteten Konzentrationen (PEC = Wochenmittelwerte) zum EU JG-MKE, den niedrigsten chronischen Ökotoxizitätswerten aus der Literatur (NOEC/EC10-Wert) bzw. den Hintergrundkonzentrationen berechnet (Tabelle 4-2).

Tabelle 4-2: Berechnete Verhältnisse der verdoppelten erwarteten wöchentlichen Durchschnittskonzentrationen im Produktionswasser von N05-A

Typ	Stoff	PEC / EU JG-MKE	PEC / niedrigste NOEC/EC10	PEC / niedrigste Hintergrundkonzentration
Fisch	Benzol	$0,1 / 8 = 0,01$	$0,1 / 1,3 = 0,08$	$0,1 / 0,000876 = 114$
Molluske			$0,1 / 375,8 = 0,0003$	
Fisch	Cadmium	$2,2e-06 / 0,2 = 1,1e-05$	$2,2e-06 / 0,47 = 4,7e-06$	$2,2e-06 / 0,001 = 0,002$
Molluske			$2,2e-06 / 0,50 = 4,4e-06$	
Fisch	Blei	$9,2e-06 / 1,3 = 7,1e-06$	$9,2e-06 / 150 = 6,1e-08$	$9,2 e-06 / 0,001 = 0,009$
Molluske			$9,2e-06 / 9,2 = 1,0e-06$	
Fisch	Quecksilber	$1,1e-07 / 0,7e-04 = 1,6e-03$	$1,1e-07 / 5,0 = 0,2e-07$	$1,1 e-07 / 0,5e-04 = 0,002$
Molluske			$1,1e-07 / 1,0 = 1,1e-07$	

Daraus folgt auch, dass für diese Stoffe keine unannehmbaren chronischen ökotoxikologischen Risiken oder Überschreitungen zu erwarten sind, da alle Quotienten deutlich unter 1 liegen. Selbst wenn auf die niedrigsten NOECs ein Sicherheitsfaktor von 10 für mögliche Unterschiede innerhalb der Spezies angewendet würde, bliebe der Quotient in allen Fällen unter 1.

Das Verhältnis zu den bekannten Hintergrundkonzentrationen zeigt, dass der Beitrag des Produktionswassers zu den Hintergrundkonzentrationen gering ist (maximal 1 %), außer bei Benzol. In Anbetracht der physikalisch-chemischen Eigenschaften von Benzol und seiner (schnellen) biologischen Abbaubarkeit ist es jedoch unwahrscheinlich, dass die hier verwendeten Höchstkonzentrationen erreicht werden, so dass alle Verhältnisse (ökotoxikologische und Hintergrundwerte) für Benzol überbewertet sind.

Diskussion

Da in der vorliegenden Studie keine ökotoxikologisch unbedenklichen Konzentrationen in der unteren Wasserschicht am Standort N05-A berechnet wurden, bedeutet dies, dass bei größeren Entfernungen die Risiken in der unteren Wasserschicht für die hier beschriebenen Stoffe geringer sein werden. Die Festlegung von Risikokonturen für die untere Wasserschicht, innerhalb derer Auswirkungen zu erwarten sind, hat daher keinen zusätzlichen Nutzen.

Im Bericht über die Fahnenstudie (RHDHV, 2021) wurden jedoch Konturen für die Verdünnungsprozentsätze des Produktionswassers sowohl für die untere Wasserschicht als auch für die Wassersäule insgesamt berechnet, siehe Tabelle 4-3.

Tabelle 4-3: Prozentualer Anteil der Konzentrationswerte im Verhältnis zum eingeleiteten Produktionswasser in 500, 1000, 1500 und 2000 m Entfernung von der Einleitungsstelle. Die Prozentsätze werden sowohl für die untere Wasserschicht als auch für das Maximum der gesamten Wassersäule angegeben.

Niedrig	Entfernung von der Einleitungsstelle			
	500 m	1000 m	1500 m	2000 m
Untere Wasserschicht	0,000067 %	0,000067 %	0,000057 %	0,000051 %
Gesamte Wassersäule	0,00022 %	0,00011 %	0,000085 %	0,000066 %

Das Produktionswasser wird an der Oberfläche abgeleitet und weist dort die höchsten Wasserkonzentrationen auf. Neff et al. (2011) schließen nicht aus, dass in der Nähe der Einleitungsstelle lokal schädliche Auswirkungen auf Wasserorganismen auftreten können. Peijnenburg et al. (2007) weisen dies auch für spezifisches Benzol nach.

Wie bereits beschrieben, geben die Untersuchungen des gesamten Produktionswassers keinen Hinweis auf eine bestimmte taxonomische Gruppe oder Art, so dass für andere Arten als Weichtiere und Fische keine unterschiedlichen Risiken zu erwarten sind. Darüber hinaus sind alle Risikokennzahlen deutlich kleiner als 1. Auch die Konzentrationen in höheren Wasserschichten (etwa 100-mal höher als in der unteren Wasserschicht) würden kein unannehmbares Risiko darstellen. Laut RHDHV (2021, Abbildung 5-27) beträgt der Unterschied in der gesamten Wassersäule nur etwa einen Faktor 15, wobei die größte Verdünnung in den oberen 10 Metern der Wassersäule stattfindet.

Neff et al. (2011) beschreiben mehrere Studien mit Modellen. Sie zeigen, dass sich Offshore-Produktionswasserfahnen schnell verdünnen und typischerweise einen Faktor von 1000 in 1 km Entfernung vom Einleitungspunkt erreichen. Es ist jedoch nicht klar, ob sich dies auf den Grad der Verdünnung in der gesamten Wassersäule bezieht. Nach de Vries & Karman (2009) ist ein feldvalidierter Verdünnungsfaktor von 1000 bereits in 500 m Entfernung von der Einleitungsstelle realistisch, der in anderen Modellanwendungen wie dem CHARM-Modell und der Chemical Hazard Unit verwendet wird.

Ein mögliches erhöhtes Risiko durch die gleichzeitige Exposition gegenüber der Kombination von Cadmium und Blei (Faktor 1,7 giftiger) wäre im Hinblick auf ökotoxikologische Risiken unproblematisch. Obwohl es denkbar ist, dass andere Expositionskombinationen zu einer (noch) höheren Toxizität führen könnten, ist die

Verhältnisse sind so beschaffen, dass nur dann, wenn die Toxizität durch Kombinationseffekte um den Faktor 100 erhöht wird, unannehmbare Risiken entstehen können.

In der Literatur werden mehrere ökotoxikologische Endpunkte beschrieben, die hauptsächlich in Laboratorien mit teilweise sehr jungen Lebensstadien untersucht wurden. Sowohl akute als auch chronische Risiken können mit diesen Endpunkten unter gut kontrollierten Bedingungen bestimmt oder abgeschätzt werden. Die Bedingungen im Feld sind jedoch variabel, und verschiedene zu untersuchende Organismen können entkommen, wenn sie von widrigen Bedingungen verschont bleiben. Es ist nicht leicht festzustellen, ob die im Labor festgestellten Auswirkungen für die Bedingungen in der Praxis vollständig repräsentativ sind. Bioindikatoren können nun Exposition und Stress anzeigen, aber die Folgen für die (Bevölkerung) sind noch nicht klar.

Andererseits sind ökologisch relevante Parameter noch nicht (richtig) untersucht worden, wie z. B. die Folgen der (langfristigen) Bioakkumulation von Metallen auf den Fortpflanzungserfolg und die langfristigen Auswirkungen auf die Populationen sowie die Chance, dass sich z. B. Austernsamen erfolgreich etablieren, wenn sie exponiert sind. Andere Faktoren wie Ernährung/Prädation, Temperatur, Fischfang usw. spielen ebenfalls eine wichtige Rolle. Diese Faktoren lassen sich jedoch bei Feldversuchen kaum standardisieren oder kontrollieren.

So können die Auswirkungen auf Einzelpersonen durch Faktoren, die die Populationen beeinflussen, überdeckt werden. Beyer et al. (2020) führen Faktoren wie Verteilungsmuster, saisonale Arteninteraktionen, dichteabhängige Funktionen, andere Stressfaktoren und natürlich die komplexen und dynamischen physikalischen Bedingungen des pelagischen (Öko-)Systems an.

Wie bereits in Abschnitt 3.4 erwähnt, ist das gesamte Produktionswasser (als komplexes Gemisch) wichtig für die Abschätzung der Folgen für Salzwasserorganismen. Der Mangel an "repräsentativen" Zusammensetzungen des Produktionswassers und die Breite der zu untersuchenden möglichen Auswirkungen haben es bisher nicht ermöglicht, ein umfassendes Bild zu erstellen. Es stellt sich daher die Frage, ob ausreichende Mengen an Schadstoffen aus der Einleitung als bestimmende Faktoren für die Ökotoxizität überwacht oder untersucht werden bzw. wurden.

Die vorliegende Überprüfung konzentrierte sich auf die vier Stoffe Benzol, Cadmium, Blei und Quecksilber, da die UVP-Kommission besondere Bedenken hinsichtlich ihrer relativ hohen Einleitungskonzentrationen und ihrer inhärenten Toxizität geäußert hatte. Das Vorhandensein individueller Grenzwerte für die Prüfung ermöglichte auch den hier angewandten (begrenzten) Ansatz, der im Einklang mit den von der Kommission

Von der EIA empfohlene Methode. Es wurden Literaturrecherchen zu Toleranzen von Stoffen (auch spezifisch für die Flachauster) durchgeführt, (konservativ) berechnete Konzentrationen zusammengefasst und mit Toxizitätswerten für Fische und Weichtiere (vor allem Muscheln) sowie mit den in der EU festgelegten Normen, aber auch mit dem Verhältnis zu bekannten Hintergrundkonzentrationen verglichen.

5 Schlussfolgerungen

Aus den Ergebnissen und der Diskussion lassen sich die folgenden Schlussfolgerungen ziehen. Diese Schlussfolgerungen gelten sowohl für die Niederlande als auch für Deutschland.

- Die höchsten Konzentrationen finden sich in der unteren Wasserschicht an der Einleitungsstelle (N05-A). An Orten, die weiter von der Einleitungsstelle entfernt sind, sind die berechneten Konzentrationen immer niedriger (und möglicherweise nicht mehr messbar).
- Für die vier untersuchten Stoffe gibt es keine Hinweise auf besonders empfindliche Arten, wie z. B. die Plattaauster.
- Die berechneten Höchstkonzentrationen in der unteren Wasserschicht liegen für alle Stoffe (mindestens um den Faktor 12) unter den WRRL-Normen (MAC-MKE und JG-MKE) oder anderen Toxizitätsgrenzwerten für Salzwasserorganismen. Unannehmbare Risiken für akute und chronische Wirkungen auf Wasserorganismen in der unteren Wasserschicht sind daher unwahrscheinlich, zumal konservative Annahmen getroffen wurden.
- Bei den Metallen (Blei, Cadmium und Quecksilber) scheinen die berechneten Höchstkonzentrationen unter konservativen Annahmen mindestens um den Faktor hundert unter den Hintergrundwerten zu liegen.
- Bei Benzol könnte die Einleitung (theoretisch) die (natürliche) Konzentration in der Wassersäule erhöhen. Die Wahrscheinlichkeit, dass dies geschieht, ist gering und wahrscheinlich hauptsächlich auf die konservativen Annahmen zurückzuführen (keine Verflüchtigung, kein Abbau). Dieser berechnete Anstieg führt jedoch nicht zu akuten oder chronischen Konzentrationen, die nachteilige Auswirkungen auf Wasserorganismen haben würden.
- Die gefundenen Ergebnisse stimmen qualitativ mit den Erkenntnissen aus anderen früheren Studien über die Auswirkungen der vier Stoffe und des Produktionswassers als Gesamtgemisch überein.

6 Referenzen/Quellen

Neff et al., 2011. Produziertes Wasser: Überblick über Zusammensetzung, Verbleib und Auswirkungen. In: Lee, K., Neff, J. (Eds.), *Produced Water: Environmental Risks and Advances in Mitigation Technologies*. Springer, New York, USA, S. 3-54.

OSPAR, 2004. OSPAR/ICES-Workshop über die Bewertung und Aktualisierung von Hintergrund-Referenzkonzentrationen (B/RCS) und ökotoxikologischen Bewertungskriterien (EACs) und wie diese Bewertungsinstrumente bei der Bewertung von Schadstoffen in Wasser, Sediment und Biota eingesetzt werden sollten.

EG 2001. Risikobewertungsbericht der Europäischen Union, CADMIUM METAL, Teil I - Umwelt, Teil II - menschliche Gesundheit, CAS-Nr.: 7440-43-9, EINECS-Nr.: 231-152-8. Risikobewertung.

EG, 2005. Gemeinsame Umsetzungsstrategie für die Wasserrahmenrichtlinie - Umweltqualitätsnormen (UQN), Stoffdatenblatt. Prioritärer Stoff Nr. 4, Benzol, CAS-Nr. 71-43-2.

EG, 2008. Europäische Union Risikobewertungsbericht BENZOL CAS-Nr.: 71-43-2 EINECS-Nr.: 200-753-7 RISIKOBEWERTUNG

Echeverria, 1980. Akkumulation von ¹⁴C-markiertem Benzol und verwandten Verbindungen in dem Rädertier *Brachionus plicatilis* aus Meerwasser. CAN. J. FISH. AQUAT. XI, VOL. 37, 1980

Korn und andere, 1976. Aufnahme, Verteilung und Ausscheidung von ¹⁴C-Benzol in Nördlichen Sardellen, *Engraulis mordax* und Gestreiften Barschen, *Morone saxatilis*. FISCHEREIBULLETTIN: VOL. 74, NR.3, 1976.

RHDHV 2021. Fahnenmodellierung von Produktionswasser. Umweltverträglichkeitsbericht Gasförderung N05-A. BG6396IBRP21112421, November 2021

EG, 2013. Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik.

NL Verordnung über Qualitätsanforderungen und Wasserüberwachung 2009. [wetten.nl - Regeling - Besluit kwaliteitseisen en Monitoring Water 2009 - BWBR0027061\(overheid.nl\)](https://wetten.nl/Regeling-Besluit-kwaliteitseisen-en-Monitoring-Water-2009-BWBR0027061-overheid.nl)

Colsool et al, 2021. Nachhaltige Großproduktion von Samen der Europäischen Flachauster (*Ostrea edulis*) für die ökologische Wiederherstellung und die Aquakultur: ein Überblick
Rezensionen in Aquakultur (2021) 13, 1423-1468

Bigas und andere, 1997. Subletale Auswirkungen einer experimentellen Quecksilberexposition in der Europäischen Flachauster *Ostrea edulis*: Zellveränderungen und quantitative Analyse des Metalls. *Biometals* 10, 277-284 (1997).

Piano et al, 2004. Expression zytoprotektiver Proteine, des Hitzeschockproteins 70 und der Metallothioneine, in Geweben von *Ostrea edulis*, die Hitze und Schwermetallen ausgesetzt sind. Zellstress und Chaperone (2004) 9(2), 134-142.

Jakimska et al., 2011. Bioakkumulation von Metallen in Geweben von Meerestieren, Teil II: Metallkonzentrationen in Tiergeweben. Pol. J. Environ. Gestüt. Vol. 20, No. 5 (2011), 1127-1146.

Meyerhoff, 1975. Akute Toxizität von Benzol, einer Komponente von Rohöl, für jugendliche Streifenbarsche (*Morone Saxatilis*).
J
. FISCH. RES. BOARD CAN., VOL. 32(10), 1975.

EPA Knowledgebase abgefragt im Oktober 2021. [ECOTOX|Startseite\(epa.gov\)](https://ecotox.epa.gov/)

Benville & Korn 1977. Die akute Toxizität von sechs monozyklischen aromatischen Rohölkomponenten für den Streifenbarsch (*Morone saxatilis*) und die Strandgarnele (*Crago franciscorum*). Kalifornien. Fisch-Wild 63(4): 204-209

Frazier & George, 1983. Cadmiumkinetik in Austern - eine vergleichende Studie von *Crassostrea gigas* und *Ostrea edulis*. *Meeresbiologie* 76, 55-61.

LeGore: 1974. Die Wirkung von Alaska-Rohöl und ausgewählten Kohlenwasserstoffverbindungen auf die Embryonalentwicklung der Pazifischen Auster, *Crassostrea gigas*. Doktorarbeit, Universität von Washington, Seattle, WA:189 S.

Chapman, 1978. Toxizität von Cadmium, Kupfer und Zink für vier Jungtierstadien von Chinook und Steelhead. *Transactions of the Am. Fish. Soc.* 107, 841-847.

Soria-Dengg & Ochavillo, 1990. Vergleichende Toxizität von Spurenmetallen auf Embryonen der Riesenmuschel, *Tridacna derasa*. *Asian Mar. Biol.*7:161-166.

Rombough & Garside 1982. Cadmiumtoxizität und -akkumulation in Eiern und Junglachsen des Atlantischen Lachses *Salmo salar*. *Kanadische Zeitschrift für Zoologie*, Band 60, Nr. 8. 2006-2014.

Evtushenko et al, 1984. Biochemische Veränderungen in ausgewählten Körpergeweben der Jakobsmuschel *Patinopecten yessunisi* bei langfristiger Exposition gegenüber niedrigen Cd-Konzentrationen. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*20(1-2): 165-170.

Varanasi, 1978. Biologisches Schicksal von Metallen in Fischen. In: D.A.Wolfe (Ed.), *Marine Biological Effects of OCS Petroleum Development*, NOAA ERL, Boulder, CO:41-53

EG, 2011. Leitendes EQS-Dossier 2011. BLEI UND SEINE VERBINDUNGEN. Untergruppe zur Überprüfung der Liste prioritärer Stoffe (im Rahmen der Arbeitsgruppe E der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie für die Wasserrahmenrichtlinie).

EG 2005. Quecksilber. Gemeinsame Umsetzungsstrategie für die Wasserrahmenrichtlinie - Umweltqualitätsnormen (UQN), Stoffdatenblatt. Prioritärer Stoff Nr. 21. Quecksilber und seine Verbindungen CAS-Nr. 7439-97-6

EG, 2005.Cadmium. Gemeinsame Umsetzungsstrategie für die Wasserrahmenrichtlinie - Umweltqualitätsnormen (UQN), Stoffdatenblatt. Prioritärer Stoff Nr. 6 Cadmium und seine Verbindungen CAS-Nr. 7440-43-9

Wang et al., 2009. Toxizität von Blei, Cadmium und Quecksilber auf Embryogenese, Überleben, Wachstum und Metamorphose von Meretrix-Larven. *Ökotoxikologie* 18, 829-837

Xie et al, 2017. Kombinierte Toxizität von Cadmium und Blei auf frühe Lebensstadien der Pazifischen Auster, *Crassostrea gigas*. *ISH* 14: 210-220.

Pijnenburg et al., 2007. Umweltrisikobewertung von Benzolemissionen aus Öl- und Gas-Offshore-Anlagen in der Nordsee. Bericht RIKZ/2007.011.

Beyer et al., 2020. Umweltauswirkungen von Offshore-Produktionswassereinleitungen: Ein Überblick mit Schwerpunkt auf dem norwegischen Kontinentalschelf. *Marine Umweltforschung* 162, 105155.

Schmeichel 2017. Auswirkungen von Produktionswasser und chemischen Zusätzen in der Produktion auf die Meeresumwelt: Ein toxikologischer Überblick. Masterarbeit, Raleigh, North Carolina

Schuldt 2020. Abwässer von Offshore-Ölplattformen in der Nordsee haben eine Reihe von biologischen Auswirkungen auf die sich entwickelnden Eier von Seehasen (*Cyclopterus lumpus*). Masterarbeit. Norwegische Universität für Wissenschaft und Technologie, Abteilung für Biologie. Trondheim, Norwegen.

De Vries & Karman, 2009. Umweltverträglichkeitsprüfung von Abwassereinleitungen auf dem niederländischen Festlandsockel. Wageningen Imares, Bericht Nummer C012/09.

Anhang

Berechnete Höchstkonzentrationen der gelösten Stoffe

Fahnenstudie RHDHV (2021)

Tabelle 5-1 Maximale tägliche Durchschnittskonzentrationen der gelösten Stoffe in der Bodenwasserschicht je Beobachtungspunkt für scenario März - Juni (g/l)

Stoff	Bahnsteig N05-A	Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumer Platte	Borkum Riffgrund	Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzender Küstensee
Aromaten	4.5E-08	2.6E-08	1.7E-09	3.8E-10	1.8E-08	3.3E-08
Kadmium	1.0E-12	5.9E-13	4.0E-14	8.6E-15	4.0E-13	7.4E-13
Blei	4.1E-12	2.4E-12	1.6E-13	3.5E-14	1.6E-12	3.0E-12
Metallisches Quecksilber	5.0E-14	2.8E-14	1.9E-15	4.1E-16	1.9E-14	3.6E-14

Tabelle 5-2 Maximale tägliche Durchschnittskonzentrationen in der Bodenwasserschicht der gelösten Stoffe pro Beobachtungspunkt für Scenario September - Dezember (g/l)

Stoff	Bahnsteig N05-A	Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumer Platte	Borkum Riffgrund	Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzender Küstensee
Aromaten	5.7E-08	3.1E-08	6.1E-09	3.1E-09	8.0E-09	2.8E-08
Kadmium	1.3E-12	7.1E-13	1.4E-13	7.0E-14	1.8E-13	6.3E-13
Blei	5.2E-12	2.9E-12	5.6E-13	2.8E-13	7.3E-13	2.5E-12
Metallisches Quecksilber	6.2E-14	3.4E-14	6.7E-15	3.4E-15	8.7E-15	3.0E-14

Tabelle 5-4 Wöchentlicher Höchstdurchschnittskonzentrationen in Bodenwasserschicht der gelösten Stoffe pro Beobachtungspunkt für scenario März - Juni (g/l)

Stoff	Bahnsteig N05-A	Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumer Platte	Borkum Riffgrund	Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzender Küstensee
Aromaten	3.8E-08	2.4E-08	9.6E-10	2.0E-10	1.5E-08	2.1E-08
Kadmium	8.6E-13	5.4E-13	2.2E-14	4.5E-15	3.4E-13	4.8E-13
Blei	3.4E-12	2.2E-12	8.7E-14	1.8E-14	1.3E-12	1.9E-12
Metallisches Quecksilber	4.1E-14	2.6E-14	1.0E-15	2.1E-16	1.6E-14	2.3E-14

Tabelle 5-5 Maximaler wöchentlicher Mittelwertkonzentrationen in Bodenwasserschicht der gelösten Stoffe pro Beobachtungspunkt für scenario September - Dezember (g/l)

Stoff	Bahnsteig N05-A	Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumer Platte	Borkum Riffgrund	Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzender Küstensee
Aromaten	5.0E-08	2.6E-08	3.4E-09	2.0E-09	5.4E-09	2.3E-08

Kadmium	1.1E-12	5.8E-13	7.7E-14	4.6E-14	1.2E-13	5.2E-13
Blei	4.6E-12	2.3E-12	3.1E-13	1.9E-13	4.9E-13	2.1E-12
Metallisches Quecksilber	5.5E-14	2.8E-14	3.7E-15	2.2E-15	5.9E-15	2.5E-14

9. Dezember 2021AnhangBG6396IBRP21112421A1

Anhang 3

Anhang 3: Studie zur Stickstoffdeposition

Dieser Anhang enthält die Begründung für die in dieser Ergänzung beschriebenen Emissionen. Die Emissionen basieren auf den früheren Emissions- und Depositionsberichten im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung und den Genehmigungsanträgen für das Projekt N05-A sowie dem späteren Addendum (November 2020) und Erratum (Januar 2021) dazu. Dieser Anhang basiert in erster Linie auf Anhang 1 des Erratums, wurde jedoch im Hinblick auf die geänderten VKA und neue Entwicklungen bei den Gesetzen und Vorschriften aktualisiert.

A1 Stickstoffemissionen aus Vorbohrungen Jahr 1

Jahr 1 ist das Jahr, in dem die so genannten Vorbohrungen niedergebracht werden. Da die Förderplattform noch nicht zur Verfügung steht, kann die Bohrplattform noch nicht elektrifiziert werden. Außerdem muss das gesamte Testgas aus den Bohrlöchern abgefackelt werden, da es noch nicht teilweise von der Produktionsplattform gefördert werden kann. Die Bohrung der *Vorbohrungen* dauert insgesamt etwa acht Monate. Die Stickstoffemissionen während der Vorbohrung im Berechnungsjahr 1 setzen sich aus den Emissionen der Bohrplattform und den Schiffs- und Flugbewegungen für die Bohrung zusammen. Die Emissionsquellen, die einen relevanten Beitrag zur Emission von NO_x und NH₃ leisten, werden im Folgenden beschrieben.

A1.1 Emissionen Bohranlage

Die Erkundungsbohrungen werden mit einer mobilen, selbstnivellierenden Bohrplattform durchgeführt. Die meisten dieser Bohranlagen werden elektrisch betrieben, wobei der Strom auf der Bohranlage durch eigene Dieselgeneratoren erzeugt wird. Während der Vorbohrung wird der notwendige Strom auf der Plattform erzeugt.

Um eine zuverlässige Stromversorgung zu gewährleisten, sind die Bohrinseln in der Regel mit vier bis sechs (identischen) Generatoren ausgestattet. Um die Stickstoffemissionen und damit die Stickstoffablagerung auf stickstoffempfindliche Lebensraumtypen in Natura-2000-Gebieten an Land zu begrenzen, gibt ONE-Dyas eine Bohrplattform in Auftrag, auf der die besten verfügbaren Techniken (BVT) angewendet werden, um die NO_x-Emissionen der Generatoren zu reduzieren. Um eine weitreichende Reduzierung der NO_x-Emissionen zu erreichen, sind die Generatoren auf dieser Bohrinsel bereits mit SCR-Systemen (Selective Catalytic Reduction) ausgestattet. Mit SCR-Systemen lassen sich die NO_x-Emissionen sehr stark reduzieren. Ein Nachteil von SCR ist, dass ihr Einsatz zu niedrigen NH₃-Emissionen führen kann. Dies liegt daran, dass bei der katalytischen NO_x-Reduktion Ammoniak oder Harnstoff (eine Ammoniakverbindung) als Reduktionsmittel verwendet wird. Ein kleiner Teil des eingespritzten Ammoniaks oder Harnstoffs reagiert nicht mit NO_x und verlässt das Abgas als NH₃. Dies wird als Ammoniakschlupf bezeichnet.

Durch die richtige Einstellung der SCR kann der Ammoniakschlupf so niedrig wie möglich gehalten werden, während gleichzeitig eine gute Reduzierung der NO_x-Emissionen erreicht wird.

Die für die Berechnungen verwendeten Emissionswerte wurden von ONE-Dyas beim Lieferanten der Bohrinsel angefordert. In diesem Fall ist es der Prospector 1 von Borr Drilling. Es handelt sich um eine Bohrinsel mit sechs Dieselgeneratoren, die jeweils mit einem SCR-System ausgestattet sind. Die Ergebnisse des Messberichts zeigen, dass die SCR der verschiedenen Motoren während der Messungen nicht auf die gleiche Stufe eingestellt waren. Insbesondere bei den Motoren 1 und 2 wurde die Harnstoffdosierung höher angesetzt als bei den anderen Motoren. Infolgedessen haben die Motoren 1 und 2 geringere NO_x-Emissionen, aber einen höheren NH₃-Schlupf als die anderen Motoren. Die Berechnungen der Stickstoffdeposition mit Aeries zeigen, dass der höhere NH₃-Schlupf zu einer stärkeren Stickstoffdeposition in stickstoffempfindlichen Natura 2000-Gebieten führt. Da für die Erkundungsbohrungen maximal vier Generatoren benötigt werden, basieren die Aeries-Berechnungen auf den NO_x- und NH₃-Emissionen der Motoren 3 bis 6. Wenn die Motoren 1 oder 2 für die Bohrungen benötigt werden, wird ihre Harnstoffdosierung entsprechend der Dosierung der Motoren 5 und 6

eingestellt. Tabelle 9-1 gibt einen Überblick über die verwendeten Werte für die Dieselgeneratoren.

Hinweis: Das Bohrerät Borr Prospector 1 ist hier als typisches Gerät aufgeführt, ONE-Dyas behält sich jedoch das Recht vor, ein anderes Gerät mit gleichwertiger Leistung zu verwenden.

Tabelle 9-1: Emissionen Dieselgeneratoren Bohranlage (Quelle: KW3-20200099R01, Tabelle 01 und Tabelle 02)

Parameter	NOx ¹⁾	NH3 ¹⁾
Dieserverbrauch Generatoren Gesamtbohrung (8 Monate bis 9 m/Tag) ³⁾	2 190 m ³	
Durchschnittliche Konzentration bei 15 v% O2 trocken (Messung KW3) ²⁾	42,7 mg/Nm ³	1,5 mg/Nm ³
Rauchgasvolumen bei 15 v% O2 trocken ²⁾	953 10 ³ Nm/Stunde	
Generator-Emissionsbelastung Jahr1	2 840 kg	95 kg

- 1) Alle Werte in der Tabelle sind der Durchschnitt der von KW3 gemessenen Werte für die Motoren 3 bis 6;
- 2) Basierend auf einem unteren Heizwert von 43 MJ/kg Diesel und berechnet nach der Standardformel zur Bestimmung des Abgasdurchsatzes für flüssige Brennstoffe (<https://www.infomil.nl/onderwerpen/lucht-water/meten-en-rapporteren/meten-airemissions/l40-handbook/5-reduction>).

A1.2 Fackel

Nach dem Bohren eines Brunnens wird dieser sauber gefördert und getestet. Bei diesem Prozess wird (ein Teil) des produzierten Gases *abgefackelt*. Die Menge des abzufackelnden Gases variiert je nach Art des Bohrlochs und je nachdem, ob es sich um Bohrungen vor oder nach der Installation der Förderplattform handelt (bzw. um *Vorbohrungen* und *gleichzeitige Arbeiten*). Beim gleichzeitigen Betrieb wird Gas gleichzeitig gebohrt und gefördert, so dass ein Teil des Testgases über die Prozessanlage auf der Förderplattform verarbeitet werden kann. In diesem Fall muss nur das erste Gas, das noch zu stark mit Bohrschlammrückständen verunreinigt ist, abgefackelt werden.

- Gesamte Fackelmenge pro Bohrloch bei Vorbohrungen (Jahr1): 1,0 Mio. Nm3 Erdgas;
- Gesamte Fackelmenge pro Bohrloch bei gleichzeitigem Betrieb (Jahr3): 0,5 Millionen Nm3 Erdgas

Die Anzahl der zu bohrenden Brunnen unterscheidet sich zwischen Jahr 1 und Jahr 3. Es wird davon ausgegangen, dass im Jahr 1 etwa 8 Monate lang Vorbohrungen durchgeführt werden, in denen ein Bohrloch zweimal getestet wird. Im Jahr 3 wird das ganze Jahr über gebohrt, und es werden vier Bohrungen pro Jahr getestet.

Auf der Grundlage dieser Daten ist in der nachstehenden Tabelle die NOx-Emissionsbelastung für die Jahre 1 und 3 zusammengefasst. Um die Emissionsbelastung der Fackel auf der Bohrinselform zu ermitteln, wird das in MilieuMonitor 14 verwendete System⁴⁹ verwendet. Daraus ergibt sich ein Emissionswert von 9 g/GJ für NOx bei vollständiger Verbrennung und 4,5 g/GJ bei unvollständiger Verbrennung. Als Worst-Case-Annahme wird eine Emissionszahl von 9 g/GJ zur Bestimmung der NOx-Emissionsbelastung beim Abfackeln verwendet.

Tabelle 9-2: Ermittlung der NOx-Emissionsbelastung durch das Abfackeln von Gas während der Bohrung auf der Bohrinselform - Jahr1 und Jahr3

Quelle	Jahr	Totales Aufflackern [Millionen Nm ³ /Jahr]	Energiever- brauch ¹⁾ [GJ]	Emissionsrate [g NOx/GJ]	Emissionsabgab e [kg NOx/Jahr]
Fackel	Jahr1	2	55 000	9	495
	Jahr3	2	55 000	9	495

A1.3 Versorgungsbhälter

Versorgungsschiffe fahren die Plattformen regelmäßig an, um die Bohr- und Förderplattform zu versorgen. Die Schiffe fahren vom Schifffahrtsweg über die Nordsee über eine Strecke von 7,5 km zur Plattform. Es wird davon ausgegangen, dass aufgrund dieser kurzen Entfernung jeder Besuch eines *Versorgungsschiffes* 0,25 Schiffstagen entspricht. Aufgrund der Entsorgung von Bohrklein und Schlamm in der modifizierten VKA ist die Anzahl der Versorgungsschiffe in den Jahren mit Bohrungen (Jahr 1 und Jahr 3) höher als in der ursprünglichen VKA.

⁴⁹ Diffuse Emissionen und Emissionen bei Lagerung und Umschlag, Handbuch der Emissionsfaktoren" Berichtsreihe MilieuMonitor, Nummer 14, RIVM, März 2004.

Bei der Berechnung der Stickstoffdeposition durch Transporte zum Standort der Plattform wird nur der Verkehr bis zu dem Punkt berücksichtigt, an dem er in das vorherrschende Verkehrs- und Navigationsmuster einbezogen ist". Dies entspricht der Ausfüllanleitung des AERIUS 2020. In den Anweisungen von AERIUS 2020 heißt es außerdem ausdrücklich, dass "die Offshore-Schifffahrt als Teil des vorherrschenden Verkehrsmusters betrachtet wird und nicht modelliert werden muss. In den Stickstoffstudien für die UVP und die nachfolgenden Ergänzungen wurde die Stickstoffdeposition nach dieser Vorschrift berechnet. Der Grund für diesen Ansatz ist, dass der Verkehr auf Durchgangsstraßen bereits in der Hintergrundkonzentration enthalten ist und dass der Projektverkehr nach der Vermischung nicht neu berechnet werden muss. Entgegen der AERIUS-Anweisung wurde der Schiffsverkehr von der Plattform zu einer Schifffahrtsstraße einbezogen, obwohl dies auf See nicht notwendig wäre.

Tabelle 9-3: Ermittlung der Emissionsfrachten durch Versorgungsschiffe für die Produktionsplattform im Jahr 1 und Jahr 3

Quelle	Schiffskategorie ¹⁾	Jahr	Versandage (insgesamt)	Emissionsrate [kg NOx/Verschiffungstag]	Emissionsabgabe [kg NOx/Jahr]
Versorgungsschiffe	Schlepper, Arbeitsboote und andere, GT: 1000 - 2999	Jahr1	32	37,9	1 440
		Jahr3	51	37,9	2 236
		Jahr 4	7	37,9	265

1) Einen Überblick über alle verwendeten Schiffsmodelle und die entsprechenden Emissionswerte finden Sie in Abschnitt A5.

A1.4 Hubschrauber

Die Bohr- und Förderplattform wird regelmäßig per Hubschrauber angefliegen. Jeder Hubschrauber landet und startet einmal pro Besuch auf dem Helideck (*Landing and Take Off*; LTO). Die Reiseflughöhe eines Hubschraubers beträgt 3000 Fuß (etwa 900 Meter). Es kann davon ausgegangen werden, dass diese oberhalb der untersten Inversionsschicht der Atmosphäre liegt. Dadurch ist die Ausbreitung der emittierten Stoffe so groß, dass die Wirkung von Hubschraubern in Reiseflughöhe auf Höhe des Lebensraums (1,5 Meter Höhe) nicht mehr spürbar ist. Daher wird bei Hubschraubern nur die LTO auf dem Hubschrauberlandeplatz als relevante Emissionsquelle betrachtet. Die folgende Tabelle fasst die Ermittlung der Emissionsbelastung durch die LTO von Hubschraubern zusammen. Grundlage dafür sind die Emissionswerte, die im Bericht "Guidance on the Determination of Helicopter Emissions" des Bundesamtes für Zivilluftfahrt (BAZL)⁵⁰ angegeben sind.

Als repräsentatives Modell wurde die Eurocopter/Airbus EC155b verwendet.

Tabelle 9-4: Bestimmung der NOx-Emissionsbelastung für Hubschrauber, die die Bohrplattform im Jahr 1, Jahr 3 und Jahr 4 nutzen

Quelle	Jahr	Anzahl der Besuche pro Jahr	Emissionsrate [kg NOx/LTO]	Emissionsbelastung [kg NOx/Jahr].
Hubschrauber	Jahr1	193	0,286	55
	Jahr3	308	0,286	88
	Jahr 4	62	0,286	18

A1.5 Jagdboote

Während der Bohrungen ist ständig ein wartendes Schiff auf der Plattform anwesend. Auf der Grundlage des Typs des Wachschiffs und der damit verbundenen Emissionsrate wird die Emissionsbelastung durch diese Quelle im Folgenden zusammengefasst.

⁵⁰ Guidance on the Determination of Helicopter Emissions", Ausgabe 2, BAZL, Dezember 2015, ref: COO.2207.111.2.2015750

Tabelle 9-5: Ermittlung der Emissionsbelastung durch Wachschiffe im Umfeld der Bohrinsel

Quelle	Schiffskategorie ¹⁾	Jahr	Versandage (insgesamt)	Emissionsrate [kg NOx/Verschiffungstag]	Emissionsabgabe [kg NOx/Jahr]
Wartende Schiffe	Kühlschiffe und Fischereifahrzeuge, GT: 100 - 1599	Jahr1	245	4,3	1 054
		Jahr3	365	4,3	1 570

1) Einen Überblick über alle verwendeten Schiffmodelle und die entsprechenden Emissionswerte finden Sie in Abschnitt A5.

A2 Stickstoffemissionen aus der Bauphase Jahr2

Jahr2 ist die Bauphase. In diesem Jahr werden die Förderplattform installiert und die Pipeline und das Stromkabel verlegt. Die Stickstoffemissionen während der Bauphase bestehen hauptsächlich aus den Emissionen der während der Bauarbeiten eingesetzten Arbeitsboote. Die Emissionsquellen, die einen relevanten Beitrag zur Emission von NOx und NH3 leisten, werden im Folgenden beschrieben.

Während der Bauphase werden im Falle der VKA die folgenden Aktivitäten durchgeführt:

- Installation der Produktionsplattform;
- Verlegung einer Gasleitung und Anschluss an die bestehende NGT-Pipeline;
- Verlegung eines Stromkabels zum Windpark.

Für alle Bautätigkeiten werden die Auswirkungen der Schiffsemissionen von einer durchgehenden Schifffahrtsroute bis zum Standort der Plattformen (und umgekehrt) ermittelt. Schiffe auf einer Schifffahrtsroute sind Teil des vorherrschenden Verkehrsmusters und werden nicht in das Projekt einbezogen, da sie bereits in den Hintergrundkonzentrationen enthalten sind. Die Entfernung von der Schifffahrtsstraße zum Standort der Plattform wurde vorsichtig auf 7,5 km (15 km hin und zurück) geschätzt.

In diesem Stadium des Projekts sind noch nicht alle verwendeten Schiffe und Schiffstypen bestimmt worden. Daher werden für die verschiedenen Tätigkeiten eine Reihe von typischen Schiffen eingesetzt. Für jedes Schiff wird ein durchschnittlicher Schiffstyp und eine typische Einsatzzeit angenommen. Die Bereitstellungszeit wird in "Schiffstagen" angegeben. Dies ist die Anzahl der äquivalenten Tage, an denen ein bestimmter Schiffstyp insgesamt anwesend ist. Es wird davon ausgegangen, dass der Tag eines Schiffes 24 Stunden dauert, so dass Schwankungen der Liegezeit, der Maschinenleistung und der Fahrt zum/vom Fahrwasser bei der zu verwendenden Emissionsrate berücksichtigt werden. Im Falle von Unsicherheiten werden konservative Annahmen getroffen, um eine Unterschätzung der Emissionen zu vermeiden.

Eine Übersicht über die repräsentativen Schiffe, die als Modellschiffe für jeden Quellentyp verwendet wurden, ist in Abschnitt A5 zu finden. Dazu gehört auch die Ermittlung der Emissionswerte. Als Bezugsjahr wird das Jahr 2021 herangezogen, da dies das früheste Jahr ist, in dem die Aktivitäten durchgeführt werden können. Die Trends bei den Emissionszahlen von Schiffen zeigen, dass die Schiffsmotoren immer sauberer werden⁵¹, so dass das Jahr 2021 als ungünstigster Fall angenommen werden muss.

A2.1 Standort der Produktionsplattform

Die Förderplattform wird von einem Schlepper über einen Schiffsweg über die Nordsee zum Standort gebracht. Anschließend wird er von einem Kranschiff installiert. Es wird davon ausgegangen, dass die Aufstellung der Produktionsplattform etwa zwei Wochen dauern wird. Während dieses Zeitraums wird davon ausgegangen, dass die folgenden Schiffe anwesend sein werden:

- 1 Schlepper für den Transport der Plattform zur Baustelle: insgesamt 1 Schiffstag;

⁵¹ Anzahl der Seeschiffe für Emissions- und Ausbreitungsberechnungen in AERIUS, Update 2018" (TNO 2019, R11040).

- 1 Kranschiff für die Aufstellung der Plattform: insgesamt 14 Schiffstage;
- 1 Wachschiff für Sicherheits- und Katastropheneinsätze (in Bereitschaft): insgesamt 14 Schiffstage.

Die nachstehende Tabelle gibt einen Überblick über die Ermittlung der Emissionsfrachten.

Tabelle 9-6: Ermittlung der Emissionsbelastung durch die Aufstellung der Produktionsplattform

Quelle	Schiffskategorie	Versandtage (insgesamt)	Emissionsrate [kg NOx/Verschiffungstag]	Emissionsabgabe [kg NOx/Jahr]
Schlepper	Schlepper, Arbeitsboote und andere, GT: 3 000 - 4 999	1	63	63
Kranschiff	Schlepper, Arbeitsboote und andere, BRZ: 5 000 - 9 999	14	108	1 512
Wartende Schiffe	Kühlfrachtschiffe und Fischereifahrzeuge, GT: 100 - 1 599	14	4,3	60

A2.2 Verlegung der Gasleitung und Anschluss an die bestehende NGT-Leitung

Das produzierte Gas wird über eine neu zu verlegende Gaspipeline zur Noordgastransport-Pipeline (NGT-Pipeline) transportiert. Diese neue Gaspipeline wird mit einem Verlegeschiff verlegt. Auch andere Schiffe werden zur Unterstützung anwesend sein. Nach der Verlegung wird die Pipeline mit der Plattform und der NGT-Pipeline verbunden, was ebenfalls den Einsatz von Schiffen erfordert. Auf der Grundlage von Expertenschätzungen wird davon ausgegangen, dass insgesamt folgende Schiffe zum Einsatz kommen werden:

- 1 Rohrverlegungsschiff für die Verlegung der Gaspipeline: insgesamt 8 Schiffstage;
- 1 bis 2 Hilfschiffe für Unterstützungstätigkeiten: insgesamt 28 Schiffstage;
- 1 bis 2 Wachschiffe für Sicherheits- und Katastrophenschutz Zwecke (in Bereitschaft): insgesamt 28 Schiffstage.
- 1 Versorgungsschiff für die Ver- und Entsorgung von Personen und Ausrüstung: insgesamt 3 Schiffstage.
- 1 Tauchunterstützungsschiff für Taucheinsätze (in Bereitschaft): bis- Sprache 22 Schiffstage;
- 1 Hubinsel zur Unterstützung des Anschlusses an die NGT-Pipeline: insgesamt 45 Schiffstage. Die

Emissionsgebühr ist in Tabelle 9-7 zusammengefasst.

Tabelle 9-7: Ermittlung der Emissionsbelastung durch die Verlegung der Gasleitung und die Anbindung an die bestehende NGT-Leitung

Quelle	Schiffskategorie	Versandtage (insgesamt)	Emissionsrate [kg NOx/Schiffstag].	Emissionsbelastung [kg NOx/Jahr].
Rohrverlegeschiff	Schlepper, Arbeitsboote und andere, BRZ: 10 000 - 29 999	8	295	2 360
Hilfsschiffe	Schlepper, Arbeitsboote und andere, BRZ: 10 000 - 29 999	28	295	8 260
Wachschiffe	Kühlschiffe und Fischereifahrzeuge, GT: 100 - 1599	28	4,3	120
Versorgungsschiff	Schlepper, Arbeitsboote und andere, GT: 1000 - 2999	3	37,9	114

Quelle	Schiffskategorie	Versandtage (insgesamt)	Emissionsrate [kg NOx/Schiffstag].	Emissionsbelastung [kg NOx/Jahr].
Tauchunterstützungsschiff	Schlepper, Arbeitsboote und andere, GT: 5000 - 9999	22	108	2 376
Hubarbeitsbühne	Schlepper, Arbeitsboote und andere, GT: 1000 - 2999	45	37,9	1 706

A2.3 Stromkabel zum Windpark verlegen

In Übereinstimmung mit der VKA wird ein Stromkabel zwischen der Förderplattform und dem nahe gelegenen Windpark Riffgat verlegt, um die Bohr- und Förderplattform mit Strom zu versorgen. Dieser Windpark liegt 8 km östlich der Plattform. Genau wie bei der Verlegung der Gaspipeline werden ein Verlegeschiff und ein Arbeitsboot zur Unterstützung eingesetzt. Auch für diese Tätigkeit sind ständig ein oder zwei *Wachschiffe* im Einsatz. Insgesamt wird auf der Grundlage von Expertenschätzungen davon ausgegangen, dass folgende Schiffe zum Einsatz kommen:

- 1 Kabelverlegeschiff (identisch mit dem Typ für die Rohrverlegung): insgesamt 9 Schiffstage;
- 1 Unterstützungsschiff für Unterstützungstätigkeiten: insgesamt 9 Schiffstage;
- 1 bis 2 Wachschiffe für Sicherheits- und Katastropheneinsätze (in Bereitschaft): insgesamt 15 Schiffstage.

Die Ermittlung der Emissionskraft erfolgt analog zur Methode bei der Verlegung der Gasleitung und ist in Tabelle 9-8 zusammengefasst.

Tabelle 9-8: Ermittlung der Emissionsbelastung durch die Verlegung des Stromkabels

Quelle	Schiffskategorie	Versandtage (insgesamt)	Emissionsrate [kg NOx/Schiffstag].	Emissionsbelastung [kg NOx/Jahr].
Kabelverlegungsschiff	Schlepper, Arbeitsboote und andere, BRZ: 10 000 - 29 999	9	295	2 655
Hilfsschiff	Schlepper, Arbeitsboote und andere, BRZ: 10 000 - 29 999	9	295	2 655
Wachschiffe	Kühlschiffe und Fischereifahrzeuge, GT: 100 - 1599	15	4,3	65

A3 Stickstoffemissionen aus wettbewerbsfähigen Tätigkeiten Jahr3

Jahr3 bezieht sich auf die vier Jahre, in denen auf der Förderplattform N05-A Gas gefördert wird und neue Bohrungen gleichzeitig mit einer Bohrplattform abgeteuft werden. Diese Kombination wird als "gleichzeitige Operationen" bezeichnet. In Übereinstimmung mit der VKA wird davon ausgegangen, dass bei gleichzeitigem Betrieb sowohl die Bohr- als auch die Förderplattform elektrifiziert sind. Die Stickstoffemissionen bei gleichzeitigem Betrieb bestehen aus den Restemissionen der Bohr- und Förderplattform sowie von Schiffen und Flugzeugen im Zusammenhang mit den Aktivitäten. Die Emissionsquellen, die einen relevanten Beitrag zur Emission von NOx und NH3 leisten, werden im Folgenden beschrieben.

A3.1 Emission der Bohranlage

Bei den gleichzeitigen Arbeiten wird derselbe Bohrgerätetyp wie bei den Vorbohrungen verwendet (siehe Abschnitt A1.1), aber im Gegensatz zu den Vorbohrungen wird das Bohrgerät bei den gleichzeitigen Arbeiten hauptsächlich elektrisch betrieben. Bei einer vollelektrischen Bohrinself sind die einzigen

stationären Quellen von NO_x-Emissionen die (vorhandenen) dieselbetriebenen Generatoren, die einmal im Monat für eine Stunde getestet werden, und einige Motoren, die nur schwer zu elektrifizieren sind.

wie die von Kränen. Es wird davon ausgegangen, dass mit der Elektrifizierung ein Restdieserverbrauch von 0,4 m³ pro Tag verbleibt. Die Emissionsbelastung dieser Quelle wird im Folgenden ermittelt. Tabelle 9-9 gibt einen Überblick über die Restemissionen der Bohranlage bei gleichzeitigem Betrieb.

Tabelle 9-9: Emissionen Dieselgeneratoren Bohranlage

Parameter	NOx ¹⁾	NH ₃ ¹⁾
Dieserverbrauch der Bohrgeneratoren (12 Monate bei 0,4 m ³ / Tag)	2 190 m ³	
Durchschnittliche Konzentration bei 15 v% O ₂ trocken (Messung KW3) ²⁾	42,7 mg/Nm ³	1,5 mg/Nm ³
Rauchgasvolumen bei 15 v% O ₂ trocken ²⁾	63 10 ³ Nm ³ /Stunde	
Emissionsbelastung Generatoren gesamt Bohrung	190 kg / Bohrung	6 kg / Bohrung

- 1) Alle Werte in der Tabelle sind der Durchschnitt der von KW3 gemessenen Werte für die Motoren 3 bis 6;
- 2) Basierend auf einem unteren Heizwert von 43 MJ/kg Diesel und berechnet nach der Standardformel zur Bestimmung des Abgasdurchsatzes für flüssige Brennstoffe (<https://www.infomil.nl/onderwerpen/lucht-water/meten-en-rapporteren/meten-airemissions/140-handbook/5-redirect>).

A3.2 Abfackeln von Emissionen

Die Emissionen beim Abfackeln von Gas bei gleichzeitigem Betrieb werden in Abschnitt A1.2 beschrieben.

A3.3 Emissions-Produktionsplattform

Auf einer vollständig elektrifizierten Plattform ist die einzige stationäre Quelle für NO_x-Emissionen das dieselbetriebene Notstromaggregat im Falle eines Stromausfalls. Dieses Notstromaggregat wird so gut wie nie laufen, wird aber einmal im Monat für eine Stunde getestet. Er verbraucht 2,7 m³ (2 259 kg) Diesel pro Jahr. Die thermische Mindestleistung des Motors beträgt 0,8 MWth und die Emissionsanforderungen richten sich nach Artikel 3.10e, Abm. Die nachstehende Tabelle gibt einen Überblick über die NO_x-Emissionsanforderungen.

Tabelle 9-10: Bestimmung der NO_x-Emissionsbelastung des Notstromdieselaggregats (monatlicher Testlauf) auf der Produktionsplattform

Quelle	Emissionsanforderungen NO _x [mg/Nm ³]	Dieserverbrauch [kg Diesel/Jahr]	Stöchiometrisches Volumen des trockenen Rauchgases (15% O ₂) ¹⁾ [Nm ³ /kg Diesel]	Abgasstrom (15% O ₂) [³ Nm ³ /Jahr]	Emissionsabgabe [kg NO _x /Jahr]
Notstromaggregat	150	2 259	36,5	82,5	12

- 1) Basierend auf einem unteren Heizwert von 43 MJ/kg Diesel und berechnet nach der Standardformel zur Bestimmung des Abgasstroms für flüssige Brennstoffe (<https://www.infomil.nl/onderwerpen/lucht-water/meten-en-rapporteren/meten-airemissions/140-handbook/5-redirect>).

A3.4 Schiffe und Hubschrauber

Wie bei den Vorbohrungen werden auch bei den gleichzeitigen Arbeiten Versorgungsschiffe und Hubschrauber eingesetzt, um die Plattform zu versorgen und das Personal zu transportieren. Es wurde davon ausgegangen, dass die Besuche für die Bohrung und die Gasförderung kombiniert werden. Die Häufigkeit der Besuche richtet sich nach den Bohrarbeiten, da diese den größten Transportaufwand erfordern. Daher sind keine zusätzlichen Besuche auf der Produktionsplattform erforderlich. Im Zusammenhang mit dem Abtransport von Bohrklein und Schlamm in der modifizierten VKA ist die Anzahl der Versorgungsschiffe in den Jahren mit Bohrungen (Jahr 1 und Jahr 3) höher als in der ursprünglichen VKA.

Außerdem ist bei gleichzeitigen Einsätzen ein Wachschiff anwesend. Der einzige Unterschied besteht

darin, dass der Einsatz während der Vorübungen auf etwa acht Monate und während der gleichzeitigen Einsätze auf ein ganzes Jahr begrenzt ist. Die NO_x-Emissionsfrachten von Schiffen und Hubschraubern sind in den entsprechenden Abschnitten von Abschnitt A1 beschrieben.

A4 Stickstoffemissionen aus der Gasproduktion Jahr4

Jahr4 bezieht sich auf die Jahre, in denen nur Gas auf der Förderplattform produziert, aber nicht gebohrt wird. Jahr4 wird die meiste Zeit während der Lebensdauer der Plattform N05-A auftreten. Gemäß der VKA wird die Förderplattform während der Gasförderphase elektrifiziert. Die Stickstoffemissionen bestehen aus den Restemissionen der Produktionsplattform und den Schiffs- und Flugbewegungen im Rahmen der Aktivitäten. Die Emissionsquellen, die einen relevanten Beitrag zur Emission von NO_x und NH₃ leisten, werden im Folgenden beschrieben.

A4.1 Emissions-Produktionsplattform

Bei einer vollständig elektrifizierten Plattform ist die einzige stationäre Quelle für NO_x-Emissionen das dieselbetriebene Notstromaggregat im Falle eines Stromausfalls. Der Einsatz und die Emissionen dieses Notstromaggregats sind die gleichen wie bei gleichzeitigem Betrieb und werden in Abschnitt A3.3 beschrieben.

A4.2 Schiffe und Hubschrauber

Wie bei den gleichzeitigen Arbeiten werden Schiffe und Hubschrauber zur Versorgung der Plattform und zum Transport des Personals während der Gasförderung eingesetzt. Die Häufigkeit der Besuche ist jedoch wesentlich geringer, da die Plattform während der Produktion die meiste Zeit bemannt ist. Außerdem ist während der Produktion kein Schutzbehälter erforderlich. Die NO_x-Emissionsfrachten von Schiffen und Hubschraubern sind in den entsprechenden Abschnitten von Abschnitt A1 beschrieben.

A5 Referenzliste für Schiffsmodelle

Tabelle 9-11: Übersicht der verwendeten Referenzgefäße

Typ	Modellschiff	Kategorie	Ref	Emissionsrate NO _x ¹⁾ [kg/Versandtag]	Wurfhöhe [m]	Emissionswärme [MW]
Kranschiff	JB-118' (CMHI)	Schleppboote, Arbeitsboote und andere, GT: 5000 - 9 999	[1]	139	20	0,37
Schlepper	Boka Summit" (Boskalis)	Schleppboote, Arbeitsboote und andere, GT: 3 000 - 4 999	[2]	72,0	15	0,19
Wachschiff	Dolfijn" (Rederij Groen)	Kühlschiffe und Fischereifahrzeuge, GT: 100-1599	[3]	21,6	10	0,04
Rohr-/Kabelverlegungsschiff	Lorelay" (All-Sea)	Schleppboote, Arbeitsboote und andere, GT: 10 000 - 29 999	[4]	374	28	0,88
Unterstützungsschiff	Calamity Jane" (Allseas)	Schleppboote, Arbeitsboote und andere, GT: 10 000 - 29 999	[5]	374	28	0,88
Tauchunterstützungsschiff	Boka Da Vinci" (Boskalis)	Schleppboote, Arbeitsboote und andere, GT: 5 000 - 9 999	[6]	139	20	0,37
Versorgungsschiff	VOS Basis" (Vroon)	Schleppboote, Arbeitsboote und andere, GT: 1 600 - 2999	[7]	50,4	12	0,13

Typ	Modellschiff	Kategorie	Ref	Emissionsrate NO _x ¹⁾ [kg/Versandtag]	Wurfhöhe [m]	Emission swärme [MW]
Jack-up flach-form	Kraken" (Seeschwalben)	Schleppboote, Arbeitsboote und andere, GT: 1600 - 2999	[8]	50,4	12	0,13

1) Der Tag eines Schiffes hat 24 Stunden. Die Zahlen für die Tagesemissionen von Schiffen basieren auf den Emissionszahlen für stationäre Schiffe (Jahr 2021) gemäß dem Bericht "Numbers of seagoing ships for emission and dispersion calculations in AERIUS, update 2018" (TNO 2019, R11040).

Referenzen:

- [1] <https://www.jackupbarge.com/fleet/detail/jb-118-self-elevating-platform/>
- [2] <https://boskalis.com/about-us/fleet-and-equipment/offshore-vessels/oceangoing-and-anchor-handling-tugs.html>
- [3] <http://www.rederijgroen.nl/wp-content/uploads/2017/05/Vessel-Specs-Dolfijn.pdf>
- [4] <https://allseas.com/equipment/lorelay>
- [5] <https://allseas.com/equipment/calamity-jane/>
- [6] <https://boskalis.com/download-center/download/eyJmaWxlVWlkijoxNTE1NywicmVmZXJlbnNlVWlkijowfQ%3D%3D/b01705e403fc5d73e44ebb5e9493d9059d0f4f1c.html>
- [7] <https://www.vroon.nl/Files/VesselParticulars/VOS%20BASE20190621102452.pdf>
- [8] <https://www.seajacks.com/wp-content/uploads/2019/09/Seajacks-KRAKEN-Specs-2019.pdf>

Anhang 4

Anhang 4: Clustering von Lebensraumtypen

Tabelle: Lebensraumtypen, bei denen die Deposition infolge des N05-A-Projekts 0,00 mol/ha/Jahr übersteigt, und ihre Einteilung in Cluster.

Cluster	Lebensraumtyp-Code	Name des Lebensraumtyps	KDW (mol N/ha/y)
Wald	H9190	Alte Eichenwälder	1071
	H9120	Buchen-Eichenwälder mit Stechpalmen	1429
	H9160A	Eichen-Hainbuchenwälder (höhere Sandböden)	1429
	H91E0C	Feuchte Auenwälder (bachbegleitend)	1857
	H2180Abe	Dünenwälder (trocken) Birken-Eichenwald	2214
	H2180B	Dünenwälder (feucht)	2214
Trockenes Heideland	H2140B	Dünen mit Krähenbeeren-Heide (trocken)	1071
	H2150	Dünen mit Heidekraut	1071
	H2320	Krähenbeerenvegetation im Inland	1071
	H4030	Trockenes Heideland	1071
	H5130	Wacholdersträucher	1071
Feuchtes Heideland	H4010A	Feuchte Heiden (höhere Sandböden)	1214
	H7150	Pioniervegetation mit Schnabelkraut	1429
Dünen	H2130B	Graue Dünen (kalkhaltig)	714
	H2130C	Graue Dünen (Heideland)	714
	H2110	Embryonale Dünen	1429
	H2120	Weißer Dünen	1429
Dünengestrüpp	H2170	Kriechendes Weidengebüsch	2286
Dünen-Täler	H2140A	Dünenheiden mit Krähenbeere (feucht)	1071
	H2190B	Feuchte Dünentäler (kalkhaltig)	1429
Hochland	H7120ah	Wiederherstellung von Mooren	500
	H7110B	Aktive Hochmoore (Moore)	786
	H91D0	Hochmoorwälder	1786
Niedermoore	H7140B	Übergangs- und Trilogie-Moore (Torfmoos-Schilfgebiete)	714
	H4010B	Feuchte Heidelandschaften (Niedermoore)	786
	H7140A	Übergangs- und Wandermoor (Wandermoor)	1214
	H7210	Gallagold Sümpfe	1571
	H3140	Kranzgewässer, im niedrigen Moorland	2100
	H3150	Seen mit Krebsfalter und Teichkraut, außerhalb geschlossener Meeresarme	2100
Grasland	H6230vka	Heidewiese feucht, kalkhaltig Vielfalt	714
	H6230	Grünland im Hochland	857
	H6410	Bluegrass-Wiesen	1071
	H7230	Kalksteinmoore	1100

Cluster	Lebensraumtyp-Code	Name des Lebensraumtyps	KDW (mol N/ha/y)
Salzige Graslandschaften	H1310B	Salzige Pioniervegetation (Seefettmarder)	1500
	H1330A	Salzwiesen und Salzgärten (außerhalb der Deiche)	1571
	H1310A	Salzige Pioniervegetation (Glaswurz)	1643
	H1320	Wattenmeer	2500
Ernährungsarme Kleingewässer	H3110	Sehr schwach gepufferte Niedermoore	410
	H3130	Schwach gepufferte Niedermoore	571
	H3160	Saure Moore	714
	H2190Aom	Feuchte Dünensäume (offenes Wasser) oligo- bis mesotrophe Vielfalt)	1000
Sanddünen	H2330	Sanddünen	714
	H2310	Verschiebbare Sandheiden mit Heidekraut	1071

Anhang 5

Anhang 5: TNO- Studie über Unterwasserlärm

Memorandum
TNO 2021 M12218

An
Royal Haskoning DHV

Von
Christ de Jong und Bas Binnerts

Thema
Unterwasserlärmrechnungen für das Gasförderprojekt N05-A von ONE-Dyas

**Verteidigung, Sicherheit
und Gefahrenabwehr**
Oude Waalsdorperweg 63
2597 AK Den Haag PO Box
96864
2509 JG Den Haag

www.tno.nl

T +31 88 866 10 00
F +31 70 328 09 61

Datum
23. November 2021

Unsere Referenz
DHW-AS-2021-100342552

TNO-Projectnummer
060.35787/01.24.01

Kontaktperson
Dr. C.A.F. de Jong

Weiterleitungsnummer
+31888668034

1 Einführung

Royal HaskoningDHV (RHDHV) unterstützt den Gasproduzenten ONE-Dyas bei der Durchführung des UVP-Verfahrens für die Erschließung des Gasfeldes N05-A, das sich etwa zwanzig Kilometer nördlich von Schiermonnikoog befindet (siehe Abbildung 1).

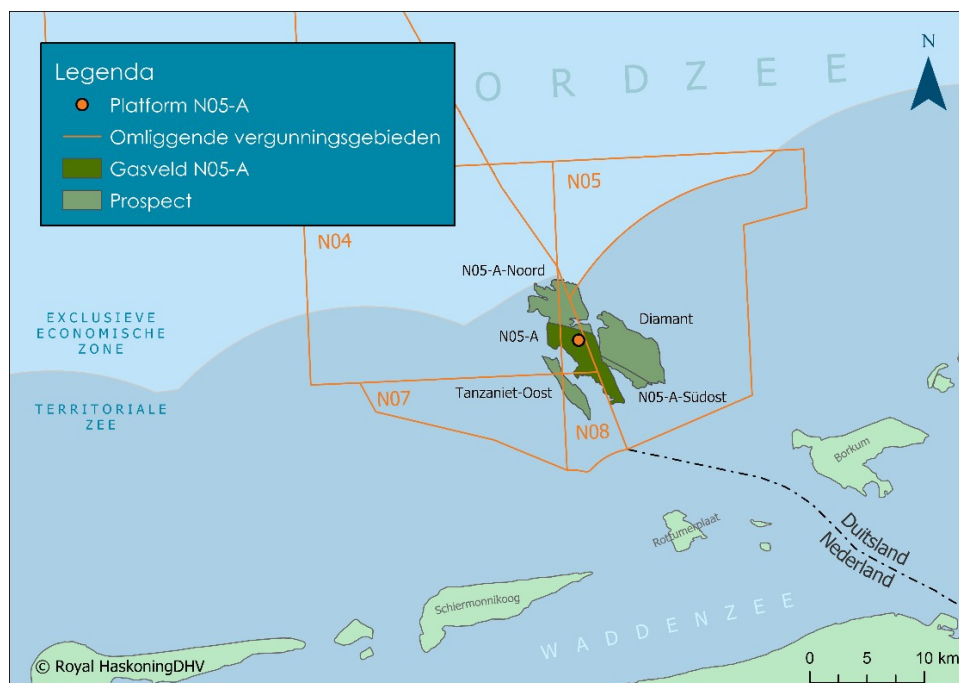


Abbildung 1: Lage des Gasfeldes N05-A (Abbildung zur Verfügung gestellt von RHDHV 20200922)

Zur Erschließung dieses Gasfeldes will ONE-Dyas eine Plattform im Meer platzieren und maximal 12 Bohrungen vornehmen. Das Rammen der 6 Gründungspfähle für die Plattform und der 12 Leitungsrohre für die Bohrlöcher wird Unterwasserlärm erzeugen.

RHDHV hat TNO bereits früher gebeten, Berechnungen der zu erwartenden Lärmpegel für diese Aktivitäten durchzuführen, um einen Einblick in die zu erwartenden Störeffekte für Schweinswale und Robben in der UVP und der angemessenen Bewertung zu geben. Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind im Memorandum TNO 2020 M10542A (vom 23. September 2020) enthalten.

Inzwischen hat sich der geplante Standort der Plattform geändert. RHDHV hat TNO um Berechnungen des Unterwasserlärms der Pfähle für diesen neuen Standort gebeten. ONE-Dyas hat außerdem beschlossen, für dieses Projekt keine VSP-Untersuchungen (Vertical Seismic Profiling) zur Kartierung der Bohrlöcher durchzuführen. Die zu diesem Zweck verwendete Schallquelle ist daher für den Unterwasserlärm von N05-A nicht mehr relevant.

In dieser Studie wurde das Vorhersagemodell Aquarius 4 (de Jong et al., 2018) verwendet, um den erwarteten Unterwasserlärmpegel (Einzelschallpegel; SELss) in 750 m und 1250 m Entfernung von der Lärmquelle und am Standort des Austernbank-Renaturierungsprojekts zu berechnen. Auch das Gebiet um die Quelle, in dem Schweinswale und Robben gestört werden, wurde berechnet. Für Schweinswale wurde die Auswirkung dieser Störung auf die Population nach der Methodik des Kader Ecologie en Cumulatie (KEC, siehe Heinis et al., 2019) berechnet.

Darüber hinaus hat RHDHV den prozentualen Anteil der Fläche in den deutschen Natura 2000-Gebieten Borkum Riffgrund und Niedersächsisches Wattenmeer berechnet, in denen der SEL-Schwellenwert für die Störung von Schweinswalen und Seehunden überschritten wird.

2 Plattform und Bohrlöcher für das Projekt N05-A

Diese Studie befasst sich mit dem Unterwasserlärm beim Rammen der Gründungspfähle und Leitungsrohre für das Gasförderprojekt N05-A von ONE-Dyas. Der (neue) Standort ist in Tabelle 1 angegeben. Da das für die Berechnung der Lärmpegel und der Störungsfläche verwendete Modell (siehe Abschnitt 2) nicht sehr empfindlich auf den genauen Standort innerhalb eines Radius von mehreren Kilometern reagiert, wurde der zentrale Standort der Plattform als Quellort für alle Rammarbeiten angenommen. Obwohl die neue Bergungsstelle nur 840 m von den früheren Berechnungen (TNO 2020 M10542A) entfernt ist, wurden neue Berechnungen durchgeführt.

Tabelle 1: Beschreibung des in dieser Studie betrachteten Standorts

Geografische Koordinaten (WGS84)	0621'32.2" E 5341'03.7" N
Wassertiefe L.A.T.	25,8 m

Die für die Rammgeräuschberechnungen verwendeten Eingangsdaten sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Datum

23. November 2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

2/14

Tabelle 2: Beschreibung der Parameter für die in dieser Studie betrachteten Rammarbeiten (aus Iv Offshore & Energy report, 2019)

	Plattform-Posten	Leitungsrohre
Anzahl der Stellen	6	12
Durchmesser des Pols	2,743 m (108")	0,762 m (30")
Wandstärke	76,2 mm (3")	25,4 mm (1")
Typ Hammer	IHC S-1200	IHC S-90
Rammarbeiten	600 kJ	90 kJ
Masse des Widders	60,0 Tonnen	4,5 Tonnen
Masse Amboss ¹	42,5 Tonnen	4,5 Tonnen
Kontaktsteifigkeit	20 GPa	20 GPa

Datum

23. November 2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

3/14

Das TNO-Berechnungsmodell Aquarius 4 (de Jong et al., 2018) berechnet die Unterwasserschallemission des Pfahls auf der Grundlage der Eigenschaften des Hammers und des Pfahls unter Verwendung des Hammermodells von Deeks & Randolph (1993). Aufgrund des Durchmessers des Pfahls wurde ein S-1200-Hammer gewählt. Diese wird mit maximal 50 % der Hammerenergie (1200 kJ) aufgebracht. Diese maximale Rammenergie wird in den Berechnungen verwendet, um eine "Worst-Case"-Modellvorhersage zu erhalten (siehe Tabelle 2). Für den Vortrieb der Leitungsrohre wird die maximale Schlagenergie (90 kJ) verwendet.

3 Aquarius 4 Ausbreitungsrechnung

Das TNO-Berechnungsmodell Aquarius 4 (de Jong et al., 2018) berechnet die räumliche Verteilung des Unterwasserlärms anhand von Daten aus der Umgebung (Bathymetrie und Geologie).

Tabelle 5 gibt einen Überblick über die Werte der für die Berechnungen verwendeten Umweltparameter. Die Bathymetrie (bezogen auf die niedrigste astronomische Flut) wurde dem EModNet-Datenportal entnommen. Die anderen Daten basieren auf Standardwerten aus (Ainslie, 2010, Tabelle 4.18), die aus einer früheren Validierung der Berechnungsergebnisse des Modells Aquarius 4 mit Messdaten von der Pfahlgründung eines Turbinenfundaments für den Offshore-Windpark Gemini (de Jong et al., 2018) angepasst wurden. Auf der Grundlage dieser Validierungsstudie können die Daten als ausreichend repräsentativ für diese Umgebung angesehen werden.

Wind über dem Meer und Wellen stören die Wasseroberfläche, wodurch der Schall gestreut und absorbiert wird. Folglich nimmt der Ausbreitungsverlust mit zunehmender Windgeschwindigkeit und Wellenhöhe zu. Da das Ziel dieser Berechnungen darin besteht, den maximalen ("worst case") Lärmpegel zu ermitteln, wurden die Berechnungen nur für die Situation ohne Wind durchgeführt.

¹ Für den S-1200: Daten aus dem Bericht Iv Offshore & Energy (2019): Masse des Ambosses plus Verbindungsring. Für die S-90: Hammermasse aus der IHC-Broschüre. In Ermangelung weiterer Informationen wird davon ausgegangen, dass die Masse des Ambosses gleich der des Hammers ist.

Tabelle 3: Umgebungsparameter für die Berechnung der Schallausbreitung

Wassertiefe	EMODnet Bathymetrie, 1/8 Minute Auflösung, http://www.emodnet-bathymetry.eu/)
Bodenart	Mittelsand
Geschwindigkeit des Bodenlärms	1797 m/s
Dichte des Bodens	2136 kg/m ³
Bodenabsorption (de Jong et al, 2018)	0,88 dB/Wellenlänge für $f \geq 250$ Hz $(\frac{f}{250 \text{ Hz}})^{1,8} \times 0,88$ dB/Wellenlänge für $f < 250$ Hz
Schallgeschwindigkeit des Meerwassers	1500 m/s
Dichte des Meerwassers	1000 kg/m ³
Windgeschwindigkeit (10 m Höhe)	0 m/s

Datum
23. November 2021

Unsere Referenz
DHW-AS-2021-100342552

Blatt
4/14

4 Schwellenwerte

Die berechneten Lärmpegel werden in diesem Memo mit den Lärmstandards (unbewerteter breitbandiger Einzelschallpegel, SELss) von 160 dB und 168 dB re 1 Pa2s in 750 m Entfernung vom Heilungsort (und für 160 dB auch in 750 m Entfernung von der deutschen Grenze) verglichen, die in Deutschland bzw. ab 2023 in den Niederlanden für Rammarbeiten beim Bau von Windparks auf See vorgeschrieben sind. Da das Modell Aquarius 4 nicht zur Berechnung von Spitzenbelastungen (Zero-to-Peak-Schalldruckpegel, SPLztp) geeignet ist, kann kein Vergleich mit dem deutschen SPLztp-Grenzwert von 190 dB re 1 µPa in 750 m vorgenommen werden.

Nach der Methodik des Ecology and Cumulation Framework (Heinis et al., 2019) wird davon ausgegangen, dass Schweinswale und Robben gestört werden, wenn sie Rammgeräuschen ausgesetzt sind, die den folgenden Schwellenwert überschreiten:

Schweinswal: ungewichteter breitbandiger SELss von 140 dB re 1 Pa2s

Dichtung: Mpw-bewerteter Breitband-SELss von 145 dB re 1 Pa2s

Der Begriff "Mpw-gewichtet" bezieht sich hier auf die Anwendung einer Frequenzgewichtung gemäß dem von Southall et al. (2017) definierten Filter für "pinnipeds in water".

5 Ergebnisse der Unterwasserlärmrechnungen

Aus den Aquarius-4-Berechnungen ergeben sich die in Tabelle 4 angegebenen ungewichteten Breitband-SELss-Werte in 750 m und 1250 m Entfernung von der Quelle (der Höchstwert in einem Kreis um die Quelle) und am Standort des Austernbank-Restaurierungsprojekts für die verschiedenen Aktivitäten.

Die Unsicherheit der berechneten SELss-Werte kann nicht genau quantifiziert werden (siehe Abschnitt 8), beträgt aber mindestens 2 dB.

Tabelle 4: Berechneter Maximalwert über die Wassertiefe des ungewichteten Breitband-SELss, in dB re 1 Pa2s, in 750 m Entfernung vom Pfahl und am Standort des Restaurierungsprojekts Oysterbank (0620'49.20" E, 5341'57.84" N).

SELss [dB re 1 Pa2s]	Rammung von Mantelpfählen	Rammschutzrohre
750 m vom Heiligtum entfernt	171	164
In 1250 m Entfernung vom Heiligtum	168	161
Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken	165	157

Quelle, wie in den Abbildungen 3 (Mantelpole) und 4 (Leiterpole) dargestellt. Diese Zahlen

Diese Berechnungen beruhen auf realistischen Worst-Case-Annahmen mit einer Modellunsicherheit von mindestens 2 dB (siehe auch Abschnitt 8 dieses Memorandums).

Nach diesen Berechnungen liegt der SELss in 750 m Höhe beim Rammen der Jacket Piles ohne Minderungsmaßnahmen 3 dB über dem niederländischen Lärmstandard (168 dB re 1 Pa2s), der ab 2023 für das Rammen von Turbinenfundamenten für Offshore-Windparks gilt. Die Norm wird während des ungemilderten Vortriebs der Leiterrohre nicht überschritten.

Nach diesen Berechnungen ist der SELss in 750 m Entfernung von der deutschen Grenze (in 1250 m Entfernung von der Bergungsstelle) um 8 dB bzw. 1 dB höher als der deutsche Lärmstandard von 160 dB re 1 Pa2s in 750 m Entfernung von der Grenze (in 1250 m Entfernung von der Quelle).

Die berechneten Überschreitungen der Norm können mit Hilfe von auf dem Markt erhältlichen Maßnahmen abgemildert werden, siehe z.B. die Übersicht in Tabelle 5. Die Maßnahmen in dieser Tabelle (NMS und HSD), die speziell für Windkraftanlagenfundamente entwickelt wurden, sind nicht direkt auf die Plattformpfähle anwendbar. Eine Reduzierung der maximalen Rammenergie um den Faktor 2, wenn möglich, kann ebenfalls zu einer Verringerung des SELss um bis zu 3 dB führen.

Tabelle 5: Übersicht über die Bandbreite der bisher mit verschiedenen Maßnahmen erreichten Lärminderungen (NAS = Unterwasser-Schallschutzsysteme; BBC = Big Bubble Curtain; DBBC = Double Big Bubble Curtain; NMS = (IHC) Noise Mitigation System; HSD = Hydro Sound Damper), aus (Verfuss et al, 2019)

NAS	Water depth	Noise reduction Δ SEL _{ss} (dB)
BBC (>0.3m ³ /(min*m))	~ 40 m	7 - 11
DBBC (>0.3m ³ /(min*m))	~ 40 m	8 - 13
DBBC (>0.4m ³ /(min*m))	~ 40 m	12 - 18
DBBC (>0.5m ³ /(min*m))	> 40 m	~ 15-16 (based on 1 pile)
NMS	Up to 40 m	13 - 16
HSD	Up to 40 m	10 - 12
NMS + optimised BBC (>0.4m ³ /(min*m))	~ 40 m	17-18
NMS + optimised BBC (>0.5m ³ /(min*m))	~ 40 m	18-20
HSD + optimised BBC (>0.4m ³ /(min*m))	~ 30 m	15-20
HSD + optimised DBBC (0.48m ³ /(min*m))	20-40 m	15-28
HSD + optimised DBBC (> 0.5m ³ /(min*m))	< 45 m	18-19

Aus den Aquarius 4 Berechnungen ergibt sich auch die Schallausbreitung um die

Datum

23. November 2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

5/14

die Störungskontur ("SELb") um die Quelle, innerhalb derer der Lärm den Schwellenwert für die Störung von Schweinswalen oder Robben überschreitet. Die Legende zu den Abbildungen zeigt das von dieser Kontur eingeschlossene Gebiet. Die berechneten Störungsflächen sind in Tabelle 6 zusammengefasst.

Datum

23. November 2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

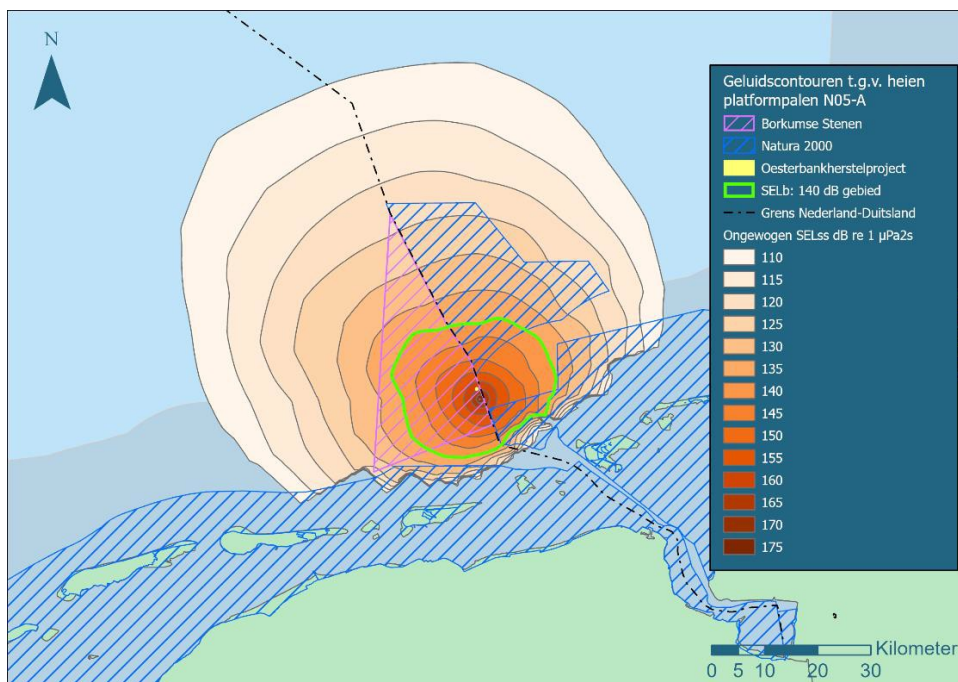
6/14

Tabelle 6: Berechnetes Störungsgebiet (in km²) um die Pfähle, in dem der Rammschall den Schwellenwert für die Störung von Schweinswalen und Robben überschreitet.

	Störungsfläche pro Standort	
	Schweinswale	Siegel
Rammkernsäule	598 km ²	229 km ²
Rammschutzrohr	97 km ²	55 km ²

Aufgrund des geänderten Standorts des Schutzgebiets weichen diese Ergebnisse geringfügig von den Berechnungsergebnissen für den ursprünglich geplanten Standort des Schutzgebiets ab, aber die Unterschiede sind im Verhältnis zu den Unsicherheiten in der Modellierung nicht signifikant.

In deutschen Gewässern gibt es ein Verbot der Störung von Schweinswalen in Natura 2000-Gebieten. Auf der Grundlage der von TNO zur Verfügung gestellten Störungskonturen berechnete RHDHV daher den prozentualen Anteil der Fläche der nahe gelegenen Natura 2000-Gebiete *Borkumer Riffgrund* und *Niedersächsisches Wattenmeer* innerhalb der berechneten Störungskonturen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7 zusammengefasst.



Datum
23. November 2021

Unsere Referenz
DHW-AS-2021-100342552

Blatt
7/14

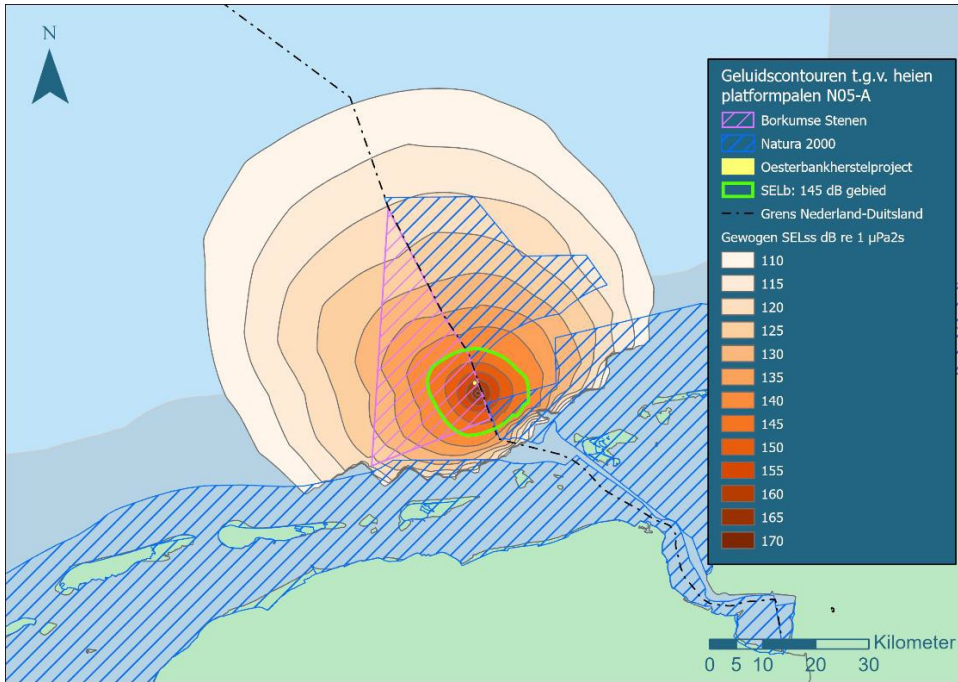
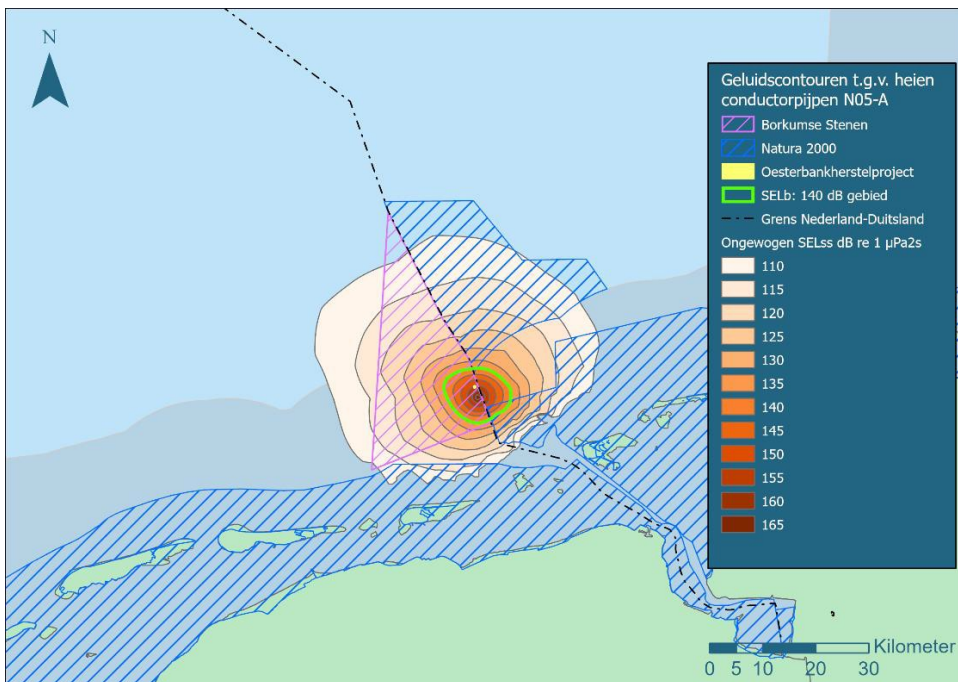
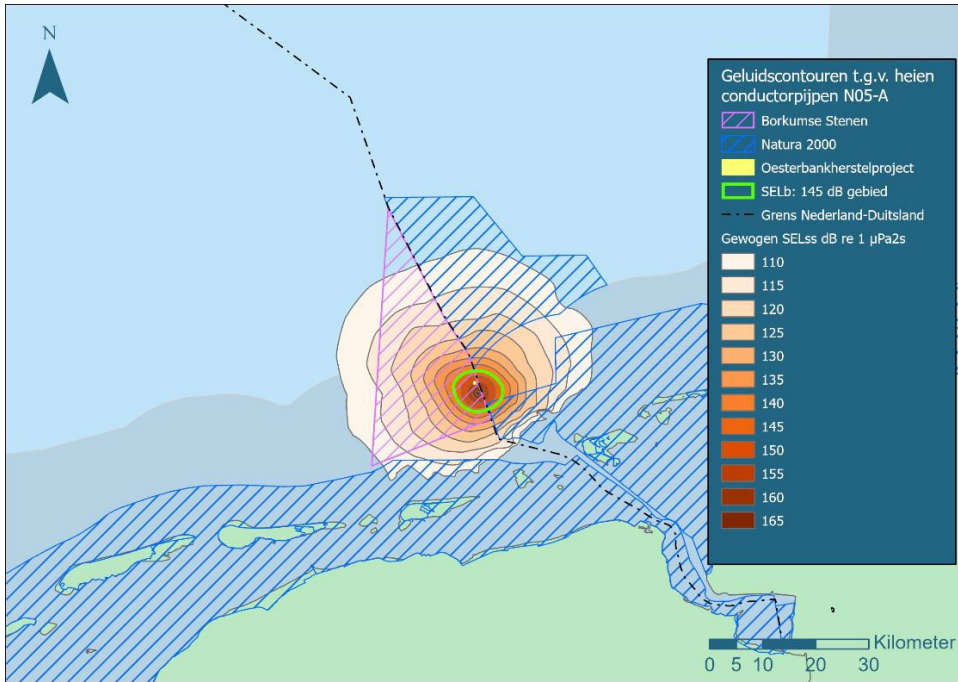


Abbildung 2: Lärmkarten und Störungskonturen für Schweinswale (oben) und Robben (unten) für das Rammen der Mantelpfähle mit dem S-1200-Hammer (bei 50 % Hammerenergie). (Die Zahlen stammen vom RHDHV)





Datum
23. November 2021

Unsere Referenz
DHW-AS-2021-100342552

Blatt
8/14

Abbildung 3: Lärmkarten und Störungskonturen für Schweinswale (oben) und Robben (unten), für das Eintreiben der Leitungsrohre mit dem S-90-Hammer. (Zahlen von RHDHV)

Tabelle 7: Berechnete Fläche der Störung (in km² und prozentualer Anteil der Fläche) in den Natura-2000-Gebieten und ökologisch wertvollen Gebieten in der Nähe der Pfähle (ohne Minderungsmaßnahmen), in denen der Rammschall den Schwellenwert für die Störung von Schweinswalen und Robben überschreitet.

	Überschneidung Borkum-Riffgrund (625 km ²)		Überschneidung Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer (2766 km ²)		Überschneidung zwischen dem niedersächsischen Wattenmeer und dem angrenzenden Küstensee (3544 km ²)	
	Schweinswale (140 dB ungewichtet)	Dichtungen (145 dB gewichtet)	Schweinswale (140 dB ungewichtet)	Dichtungen (145 dB gewichtet)	Schweinswale (140 dB ungewichtet)	Dichtungen (145 dB gewichtet)
Störung Oberfläche Rammung	69 km ²	8 km ²	0 km ²	0 km ²	51 km ²	28 km ²
	11,1%	1,2%	0%	0%	1,4%	0,8%
Störung Oberfläche Pfahl Leiter Rohr	0,41 km ²	0 km ²	0 km ²	0 km ²	7 km ²	2 km ²
	0,1%	0%	0%	0%	0,2%	0,1%

Blatt 9/14
 Unse re Referenz DHW -AS- 2021 -
 Datum 23. November 2021
 1003 4255 2

Mit der Rammung der Mantelpfähle ohne Ausgleichsmaßnahmen wird der Schweinswalschwellenwert in 11,1 % des Natura 2000-Gebiets *Borkum Riffgrund* überschritten. Beim Rammen der Leitungsrohre ohne Minderungsmaßnahmen (wobei der SELss bei 750 des Pfahls um 7 dB niedriger ist als beim Rammen der Mantelpfähle, siehe Tabelle 4) sehen wir diese Überschreitung in nur 0,1 % der Fläche.

Datum
23. November
2021
Unsere Referenz
DHW-AS-2021-100342552
Blatt
10/14

6 Anzahl der gestörten Schweinswale

Die Anzahl der potenziell gestörten Schweinswale wird berechnet, indem die gestörte Fläche mit der örtlichen Schweinswaldichte für die Jahreszeit, in der die Rammarbeiten stattfinden, multipliziert wird.

Für das KEC (Heinis et al., 2019) wurde die lokale Dichte der Schweinswale auf der Grundlage neuerer Daten von Geelhoed & Scheidat (2018), Gilles et al. (2016) und den Ergebnissen von SCANS III (Hammond et al. 2017) bestimmt. Wir verwenden hier die geschätzte lokale Schweinswaldichte pro Saison für Teilgebiet 3 (DU & NL nördlich der Watteninseln) aus Heinis et al. (2019), siehe Tabelle 8

Tabelle 8: Schätzung der saisonalen Schweinswaldichte um den Standort N05-A (aus Heinis et al., 2019).

	Frühling (März-Mai)	Sommer (Juni-August)	Herbst (September- November)
Schweinswaldichte (Individuen/km ²)	0,812	0,785	0,500

Multipliziert man diese Dichten mit den berechneten Schweinswal-Störflächen aus Tabelle 6, erhält man die geschätzte Anzahl der potenziell gestörten Schweinswale pro Tag (siehe Tabelle 9).

Tabelle 9: Anzahl der pro Tag gestörten Schweinswale, berechnet aus Schweinswaldichte (Tabelle 8) mal Störungsfläche (Tabelle 6).

Anzahl der gestörten Schweinswale pro Tag	Frühling (März-Mai)	Sommer (Juni-August)	Herbst (September- November)
Rammkernsäule	486	469	299
Rammschutzrohr	79	76	49

7 Auswirkungen auf die Schweinswalpopulation

Die Gesamtzahl der Schweinswal-Störungstage (Heinis et al., 2019) wurde dann durch Multiplikation der Anzahl der potenziell gestörten Tiere pro Tag mit der Anzahl der Störungstage berechnet.

Wenn man davon ausgeht, dass das Rammen einer Plattform etwa 2 bis 4 Stunden dauert, kann man davon ausgehen, dass das Rammen der 6 Plattformpfähle innerhalb von zwei Tagen durchgeführt werden kann. Wir gehen also davon aus, dass die Rammung der Plattformpfähle zu zwei Tagen Störung führt.

ONE-Dyas gibt an, dass alle 12 Leiter bei der Installation der Plattform nacheinander oder in drei Vierergruppen mit mindestens einem Leiter

Mit der Rammung der Mantelpfähle ohne Ausgleichsmaßnahmen wird der Schweinswalschwellenwert in 11,1 % des Natura 2000-Gebiets *Borkum Riffgrund* überschritten. Beim Rammen der Leitungsrohre ohne Minderungsmaßnahmen (wobei der SELss bei 750 des Pfahls um 7 dB niedriger ist als beim Rammen der Mantelpfähle, siehe Tabelle4) sehen wir diese Überschreitung in angeschlagen werden können.

Datum23. November
2021**Unsere Referenz**

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

10/14

Mindestens ein Jahr Abstand. Der Vortrieb eines Leitungsrohrs dauert etwa 9 Stunden, und pro Tag werden etwa 2 Leitungsrohre aufgefahren. Für den Vortrieb der 12 Leiterrohre kalkulieren wir daher als "worst case" sechs Tage Störung.

Datum

23. November
2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

11/14

Tabelle 10: Anzahl der Störungstage für Schweinswale, berechnet aus der Anzahl der pro Tag gestörten Schweinswale (Tabelle9) mal der Anzahl der Störungstage

	Anzahl der Tage	Anzahl der Tage, an denen Schweinswale gestört wurden		
		Frühling	Sommer	Herbst
Rammung von Mantelpfählen	2	972	938	598
Rammschutzrohre	6	474	456	294

Nach der KEC (Heinis et al., 2019) kann eine Schätzung der maximalen Populationsreduktion, die mit 95 %iger Sicherheit nicht überschritten wird, mit der folgenden Näherungsformel ermittelt werden:

$$\text{Populatiereductie} = 1,06 \times 10^{-4} \times \text{bvvd}^{1,17}$$

Die Verringerung der Population wird in der Anzahl der Individuen ausgedrückt und *bvvd* steht für die Anzahl der Schweinswal-Störungstage.

Man beachte, dass dieser Rückgang der Population nicht auf die direkte Sterblichkeit durch den Rammlärm zurückzuführen ist. Die Näherungsformel wurde aus den Ergebnissen von Berechnungen mit dem vorläufigen Modell "Population Consequences of Disturbance" (PCoD) abgeleitet (Harwood et al., 2014), in dem die Verringerung der Population indirekt aus dem Einfluss langfristiger Lärmbelästigung auf die Vitalitätsraten der Schweinswale folgt, insbesondere auf die Fortpflanzungswahrscheinlichkeit und das Überleben von Jungtieren.

Beachten Sie auch, dass die Näherungsformel nicht linear ist. Das bedeutet, dass der kumulative Bevölkerungsrückgang aufgrund mehrerer Offshore-Rammprojekte nicht korrekt durch lineare Addition der Berechnungsergebnisse für einzelne Projekte berechnet wird. Für kleine Werte von *bvvd*, wie sie für die N05-A-Plattform berechnet wurden (Tabelle 10), ist diese lineare Addition jedoch ein nützlicher Näherungswert.

Die berechnete Gesamtzahl der Tage, an denen die Schweinswale durch das Rammen der Plattformpfähle und der Leitungsrohre gestört werden, beträgt 1446, wobei der ungünstigste Fall eintritt, dass alle Störungen im Frühjahr auftreten, wenn die Schweinswaldichte in dem Gebiet am höchsten ist. Aus der Näherungsformel ergibt sich, dass die Verringerung der Population daher mit 95 %iger Sicherheit kleiner oder gleich 0,5 Individuen ist.

Heinis et al. (2019, Tabelle 4-5) berechneten, dass der Bau der niederländischen Windparks zwischen 2020 und 2030 zu einer Gesamtzahl von Schweinswal-Störungstagen von 807969 führt. Nach der Näherungsformel führt dies zu einer 5 %igen Wahrscheinlichkeit eines Rückgangs der Schweinswalpopulation nach 2030 um 865 Tiere (= ca. 1,7 % der geschätzten 51000 Schweinswale auf der NKS). Die maximale Anzahl von Schweinswalen

Datum

23. November 2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

12/14

Die Anzahl der Störungstage, die durch das Rammen der Plattformpfähle und der Leitungsrohre für das Gasfeld N05-A verursacht werden, beträgt (wenn alle Störungen im Frühjahr auftreten) 1446. Zusammen mit dem Bau der niederländischen Windparks zwischen 2020 und 2030 ergibt sich daraus eine Gesamtzahl von 809415 Schweinswal-Störungstagen. Die Näherungsformel sagt dann eine 5 %ige Wahrscheinlichkeit einer Verringerung der Schweinswalpopulation nach 2030 um 867 Individuen voraus, d. h. eine zusätzliche Verringerung um 1,8 Individuen aufgrund des Baus der N05-A-Plattformen. Die Gesamtzahl liegt deutlich unter dem von der niederländischen Regierung festgelegten Grenzwert, wonach die Population nicht über 95 % der gesamten niederländischen Schweinswalpopulation (schätzungsweise 51.000 Tiere) hinausgehen darf.

8 Diskussion der Modellunsicherheiten

TNO hat in den letzten Jahren eine Reihe von Aquarius-Berechnungsmodellen entwickelt, die zur Berechnung der Lärmausbreitung unter Wasser um einen Pfahl herum verwendet werden können. Die Wahl einer Modellversion aus dieser Reihe hängt von den verfügbaren Informationen und der Komplexität der Berechnung ab. Die Unsicherheit bei der berechneten Schallausbreitung sollte theoretisch abnehmen, wenn detailliertere Informationen zur Verfügung stehen. Die begrenzte Modellvalidierung anhand von Messdaten für das Rammen von Monopiles für Offshore-Windkraftanlagen auf dem niederländischen Festlandssockel (PAWP, Luchterduinen, Gemini; siehe Binnerts et al. 2016; de Jong et al, 2018) zeigt, dass wir noch nicht in der Lage sind, diese Unsicherheit zu quantifizieren, weil wir die Beiträge der verschiedenen Parameter zur Unsicherheit nicht richtig trennen können. Die Unsicherheit bei Messungen und Berechnungen von SEL beträgt mindestens 2 dB.

Für die Bestimmung der Störschwellen wurden in dieser Studie die in der KEC-2018 verwendeten Standards verwendet. Jüngste Messungen der Störung von Schweinswalen im Gemini-Park (Geelhoed et al. 2018) deuten darauf hin, dass dieser Standard zu einer Überschätzung der Anzahl der gestörten Schweinswale auf der Grundlage der berechneten Störungskonturen (Binnerts et al. 2016) im Vergleich zur tatsächlich gemessenen Störung im Gemini-Park führen kann (Geelhoed et al. 2018).

Mögliche Erklärungen für diese Diskrepanzen finden sich in der Hypothese, dass auch der Frequenzgehalt eine Rolle für die störende Wirkung des Schalls spielen kann (Tougaard et al. 2015).

9 Schlussfolgerungen

Aquarius 4-Berechnungen des Unterwasserlärms, der beim Rammen der Jacket Piles für die N05-A-Plattform (mit 50 % der maximalen Energie des S-1200-Hammers) entsteht, ergeben einen unbewerteten Breitband-Einzelschallpegel in 750 m Entfernung vom Bergungsort, der 3 dB über dem niederländischen Offshore-Windpark-Lärmstandard von 2023 ff. liegt. 168 dB re 1 Pa2s. Die Norm wird während des ungemilderten Vortriebs der Leiterrohre nicht überschritten.

Die deutsche Lärmbelastungsnorm von 160 dB re 1 Pa2s (unbewerteter breitbandiger Einzelschallpegel in 750 m Entfernung von der deutsch-niederländischen Grenze) wird bei der unbewilligten Rammung der Mantelpfähle und der Leitungsrohre um maximal 8 dB bzw. 1 dB überschritten.

Es wird erwartet, dass die berechneten Überschreitungen der Normen unter Berücksichtigung einer Modellunsicherheit von mindestens 2 dB mit einer Einzelmaßnahme wie einem Blasenschirm (siehe Tabelle 5) oder einer Verringerung der maximalen Schlagenergie des Hammers leicht abgemildert werden können.

Mit der Rammung der Mantelpfähle ohne Ausgleichsmaßnahmen wird der Schweinswalschwellenwert in 11,1 % des Natura 2000-Gebiets *Borkum Riffgrund* überschritten. Bei der Rammung der Leitungsrohre ohne Minderungsmaßnahmen (wobei der SELss in 750 m Entfernung vom Pfahl 7 dB niedriger ist als bei der Rammung der Mantelpfähle, siehe Tabelle 4) sehen wir diese Überschreitung nur auf 0,1 % der Fläche.

Auf der Grundlage der Modellvorhersagen kann der Schluss gezogen werden, dass die Störung der Schweinswale durch den Lärm der nicht gemilderten Rammarbeiten während des Baus der N05-A-Plattform im "Worst-Case"-Szenario mit einer Wahrscheinlichkeit von 5 % zu einer zusätzlichen Verringerung der Schweinswalpopulation führt, die über die geschätzte Auswirkung des Baus der niederländischen Windparks zwischen 2020 und 2030 (Heinis et al., 2019) hinausgeht, nämlich um 1,8 Individuen. Die Gesamtzahl liegt somit deutlich unter dem von der Regierung zugrunde gelegten Grenzwert, wonach die Population mit 95%iger Sicherheit nicht über 95% der gesamten niederländischen Schweinswalpopulation (schätzungsweise 51.000 Tiere) hinaus abnimmt.

Datum

23. November 2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

13/14

10 Referenzen

- Ainslie, 2010: "Principles of Sonar Performance Modeling", Springer-Praxis
- Ainslie et al, 2016: "Verification of airgun sound field models for environmental Folgenabschätzung", POMA. 27 doi: 10.1121/2.0000339.
- Binnerts et al, 2016: "Validation of the Aquarius models for prediction of marine pile pile sound", Bericht TNO 2016 R11338.
- Deeks & Randolph, 1993: "Analytical modelling of hammer impact for pile driving", International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics, Vol.17: 279-302
- de Jong et al, 2018: "Wozep - WP2: update of the Aquarius models for marine pile driving sound predictions", Bericht TNO 2018 R11671.
https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/160801/update_aquarius_modeling_sound_predictions_2018.pdf
- Geelhoed & Scheidat, 2018: "Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) on the Dutch Continental Shelf, aerial surveys 2012-2017", Lutra 61(1): 127-136
https://www.researchgate.net/publication/328031089_Abundance_of_harbour_porpoises_Phocoena_on_the_Dutch_Continental_Shelf_aerial_surveys_2012-2017
- Geelhoed et al, 2018: "Gemini T-c: aerial surveys and passive acoustic monitoring of harbour porpoises 2015", Wageningen Marine Research report C020/17
- GEOxyz Offshore, 2019: "Survey Report - N5A Platform Area", GEOxyz Report No. LU0022H-553-RR-01, ONE Report No. N05A-7-10-0-70016-01, rev. 1.1
- Gilles et al, 2016: "Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment", Ecosphere 7(6):e01367
- Hammond et al, 2017: "Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys", Scottish Marine and Freshwater Science 5(2)
- Harwood et al, 2014: "A protocol for implementing the interim population consequences of disturbance (PCOD) approach: quantifying and assessing the effects of UK offshore renewable energy developments on marine mammal populations", Bericht SMRUL-TCE-2013-014.
- Heinis et al, 2019: "Ecology and Cumulation Framework - 2018 Cumulative effects of offshore wind farm construction on harbour porpoises".
https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/157579/kec_update_2018_effekten_impulsiver_Geraeuschepegel_auf_porpoises_20190124def.pdf
- Iv Offshore & Energy b.v., 2019: "ONE DYAS N05A Platform Pile Pile Fatigue and Mudmats Foundation Analysis", Bericht Nr.: C1173R01-01a
- Southall et al, 2017: "Marine mammal noise exposure criteria: Erste wissenschaftliche Empfehlungen", Aquatic Mammals 33(4): 411-521
- Tougaard et al, 2015: "Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises", Marine Pollution Bulletin 90, 196-208
- Verfuss et al, 2019: "Eine Überprüfung von Lärmschutzsystemen für den Baulärm von Offshore-Windparks und das Potenzial für ihre Anwendung in schottischen Gewässern", Scottish Natural Heritage Forschungsbericht Nr. 1070
- von Benda-Beckmann et al, 2017: "Principles for a guideline for estimating the effects of underwater sound from seismic airgun arrays on porpoises", Bericht TNO 2017 R10739.

Datum

23. November 2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

14/14

Anhang 6

Anhang 6: Archäologische Untersuchung von Periplus

3^{de} Nachtrag

Begleitbericht 18A030-08; Archäologische Sekundärforschung im Rahmen der Erschließung des Feldes N05-A (Bergbaublock N5, Nordsee).

Von: S. van den Brenk und R. van Lil, Periplus Archeomare Dezember 2021

Nach Abschluss der Untersuchungen und des archäologischen Berichts in den Jahren 2020/2021 wurde empfohlen, eine alternative östliche Trasse für die geplante Pipeline und eine südliche Trasse für das geplante Kabel in Betracht zu ziehen. Die zuvor untersuchten Routen bleiben eine Option, auf die man zurückgreifen kann. Die Alternativen beinhalten eine Verschiebung der bisherigen Trassen um bis zu einem Kilometer nach Osten und Süden, wie in der folgenden Abbildung dargestellt.

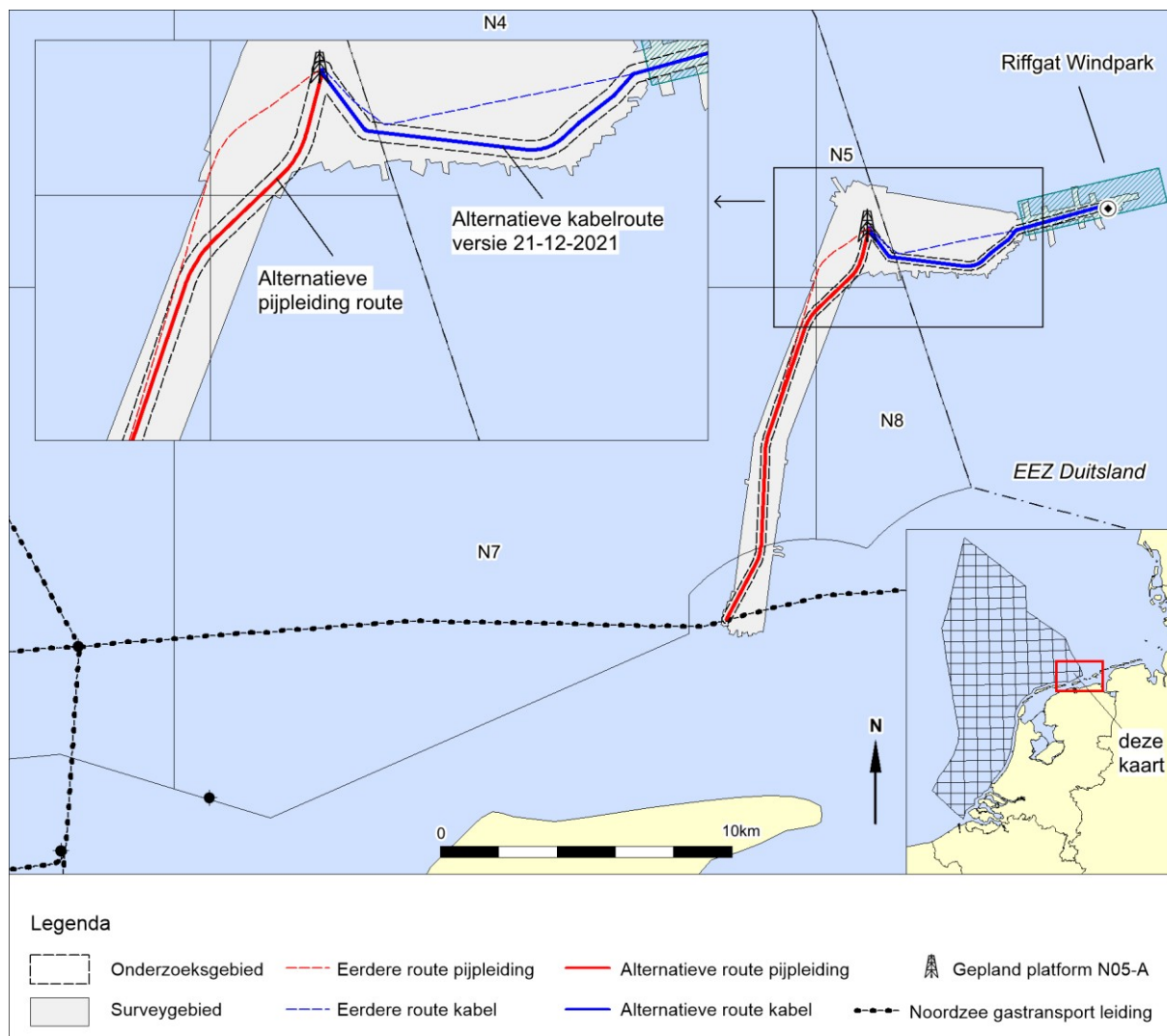


Abbildung 1. Übersichtskarte mit den alternativen Routen

Dies bedeutet, dass Teile der alternativen Routen außerhalb des ursprünglichen Erhebungsgebiets liegen. Daher wurde für dieses Gebiet im Jahr 2021 eine zusätzliche geophysikalische Untersuchung (*Seitensichtsonar, Fächerlot und Magnetometer*) durchgeführt. Auf Ersuchen des Entwicklers ONE-Dyas BV wurde dieser Nachtrag erstellt, um die Folgen zu erörtern. Das Bild auf der nächsten Seite zeigt die Details der Routenänderungen, die auf den verfügbaren bathymetrischen Daten eingezeichnet sind.

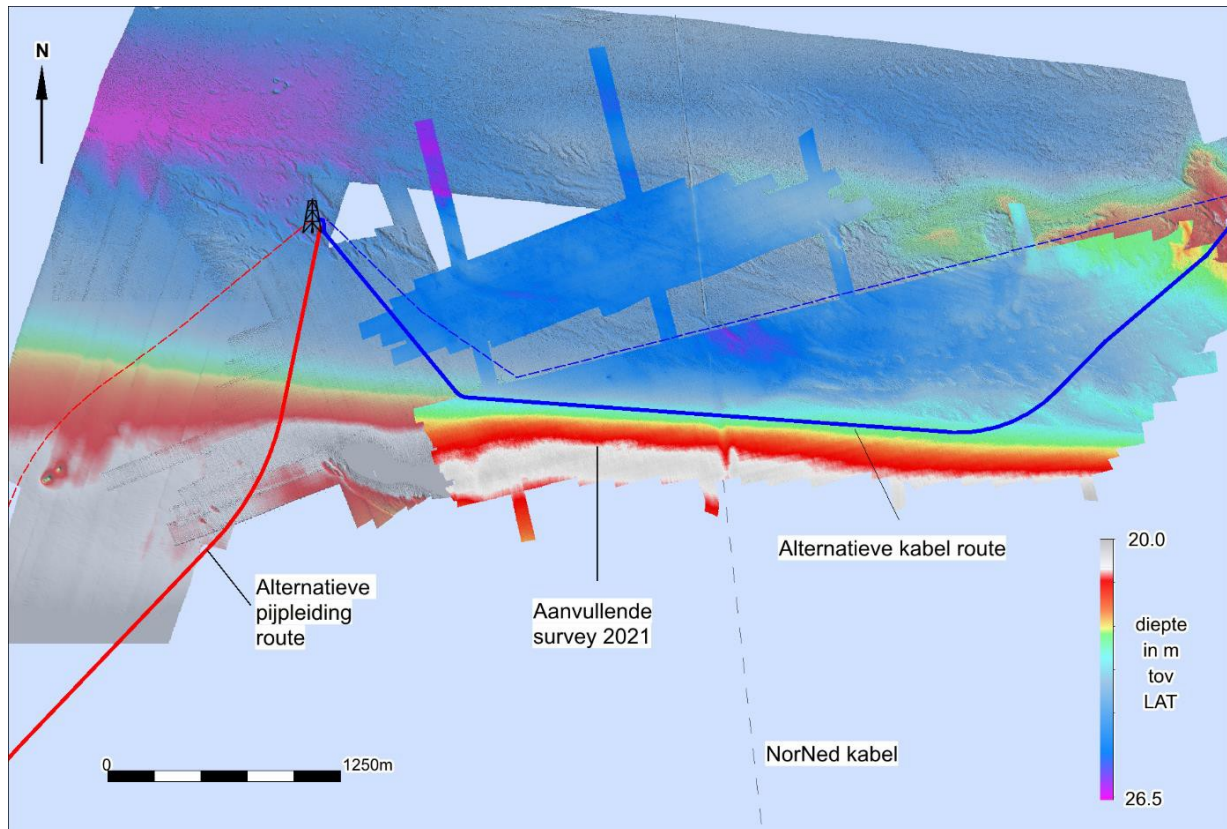


Abbildung 2. Detail der geänderten Routen auf der verfügbaren Bathymetrie

Die Tiefendaten im obigen Bild stammen aus dem Fächerecholot-Datensatz (50x50cm) der N05- Vermessung von GeoXYZ (2019) und zusätzlichen GeoXYZ-Bildern von 2021. Auf diesen sind Objekte und Strukturen (wie das NorNed-Kabel) deutlich sichtbar.

Bekannte Objekte

In Archis 3 sind im Umkreis von 150 Metern um die alternativen Trassen keine archäologischen Beobachtungen bekannt. Die folgende Abbildung zeigt eine Übersicht über die bekannten Objekte in der Nähe der Alternativrouten.

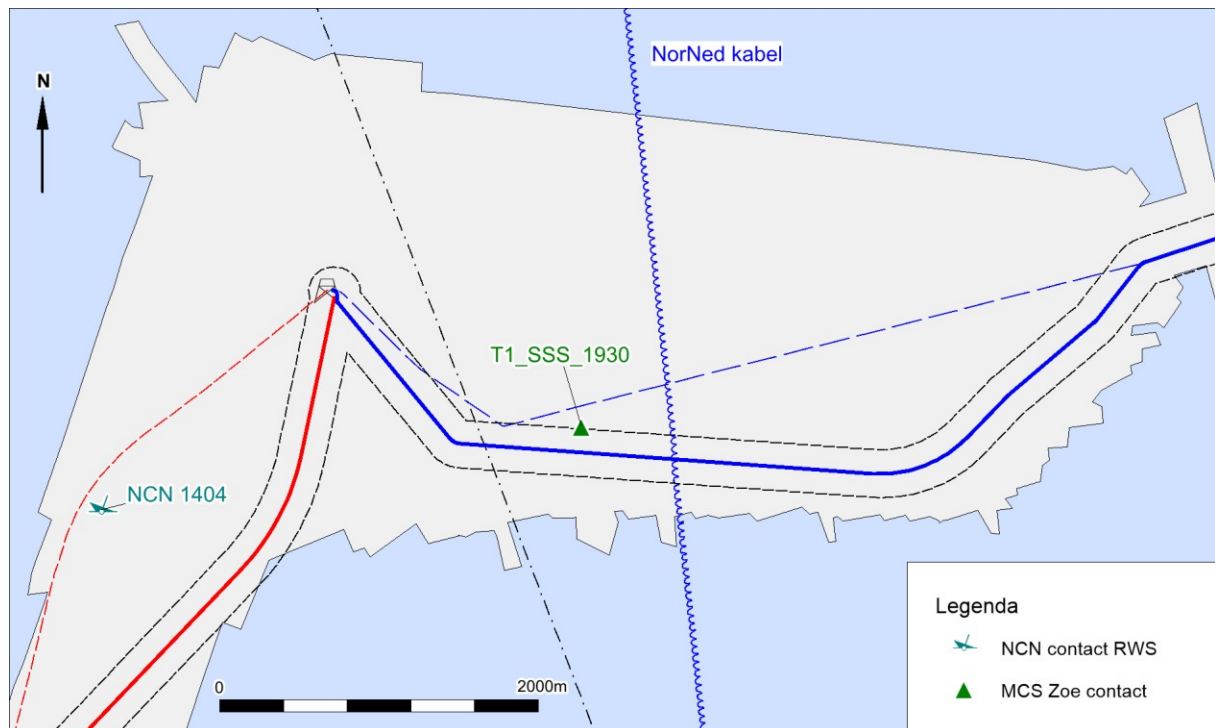


Abbildung 3: Detail der geänderten Route mit bekannten Sichtungen

Die bekannten Beobachtungen in diesem Gebiet stammen von Rijkswaterstaat (SonarReg-Kontaktdatenbank), der Borkum Stones-Vermessung von 2014 und der GeoXYZ-Vermessung von 2019 für die verlorenen Container der MSC Zoe. Die Genehmigung zur Verwendung dieser Daten wurde von Rijkswaterstaat erteilt.

Im Jahr 2019 wurde das gesamte Gebiet mit *Seitensichtsonar* vermessen, um die verlorenen Container der MSC Zoe zu lokalisieren. Es gibt eine bekannte Sichtung im Bereich der alternativen Kabeltrasse:

Ziel_ID	Beschreibung	E	N	L	B	Z	Versetzt
T1_SSS_1930	Unbekannte Wrackteile	723389	5952794	9.0	3.6	-22.9	-165m

Tabelle 1. Übersicht der MSC Zoe Kontakte

Dieses unbekanntes Wrack ist noch nicht identifiziert worden und könnte daher archäologischen oder kulturhistorischen Wert haben. Der Standort befindet sich 165 Meter nördlich der südlichen Kabeltrasse.

Analyse der verfügbaren geophysikalischen Daten

Für die Gebiete (GeoXYZ 2019 und 2021) sind Flat Panel *Side Scan Sonar* (50 x 50 cm), *Multibeam* (50 x 50 cm) und *Magnetometer Surveys* verfügbar. Die folgende Abbildung zeigt die verschiedenen von GeoXYZ gemeldeten Kontakte.

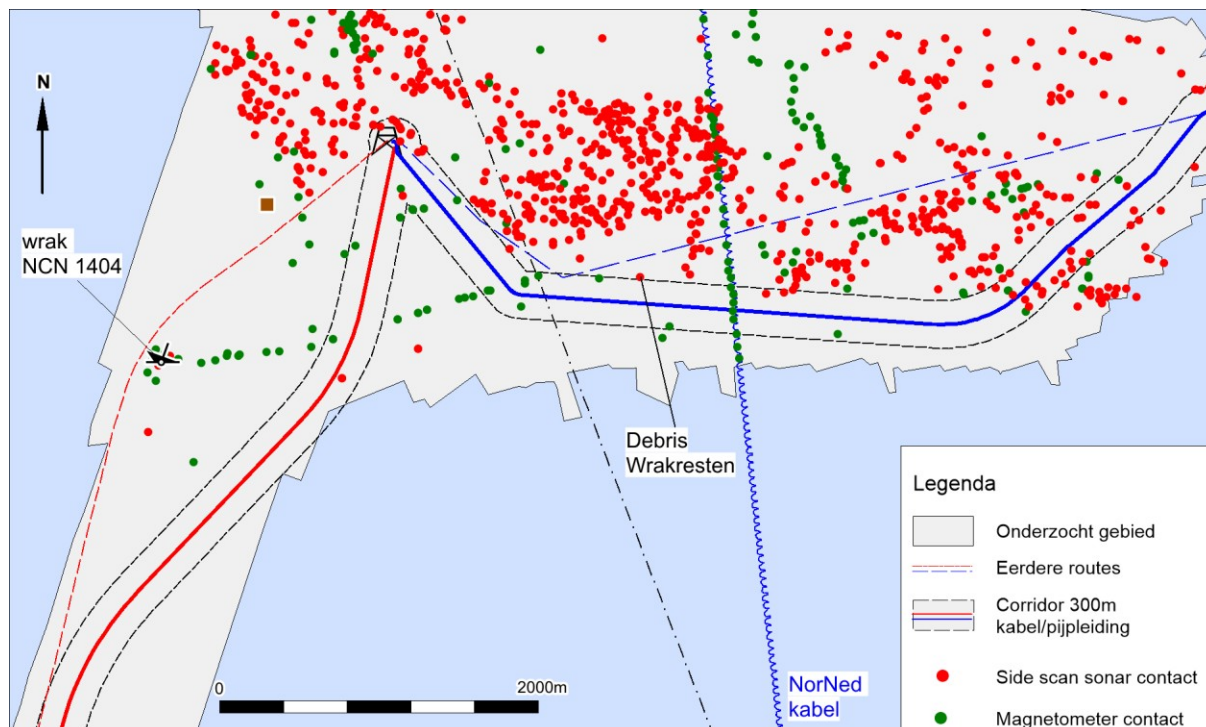


Abbildung 4. Seitensichtsonar- und Magnetometerkontakte in den Gebieten

Die verschiedenen Kontakte betreffen hauptsächlich relativ kleine Gegenstände, von denen die meisten als Steine eingestuft werden können. Diesen Kontakten wurde keine archäologische Erwartung zugewiesen.

An einer Stelle innerhalb des Trassenkorridors der südlichen Kabeltrasse wurden (bereits bekannte) Wrackteile entdeckt.

Wrackstelle T1_SSS_1930			
ETRS89 UTM 31N		ED50 UTM 31N	
E	N	E	N
723390	5952790	723483	5953001

Tabelle 2: Lage der Wrackteile

Entlang des restlichen Teils der Alternativrouten wurden im Umkreis von 150 Metern keine Objekte mit möglicher archäologischer Erwartung gefunden.

Die gefundenen Wrackteile werden auf der nächsten Seite beschrieben.

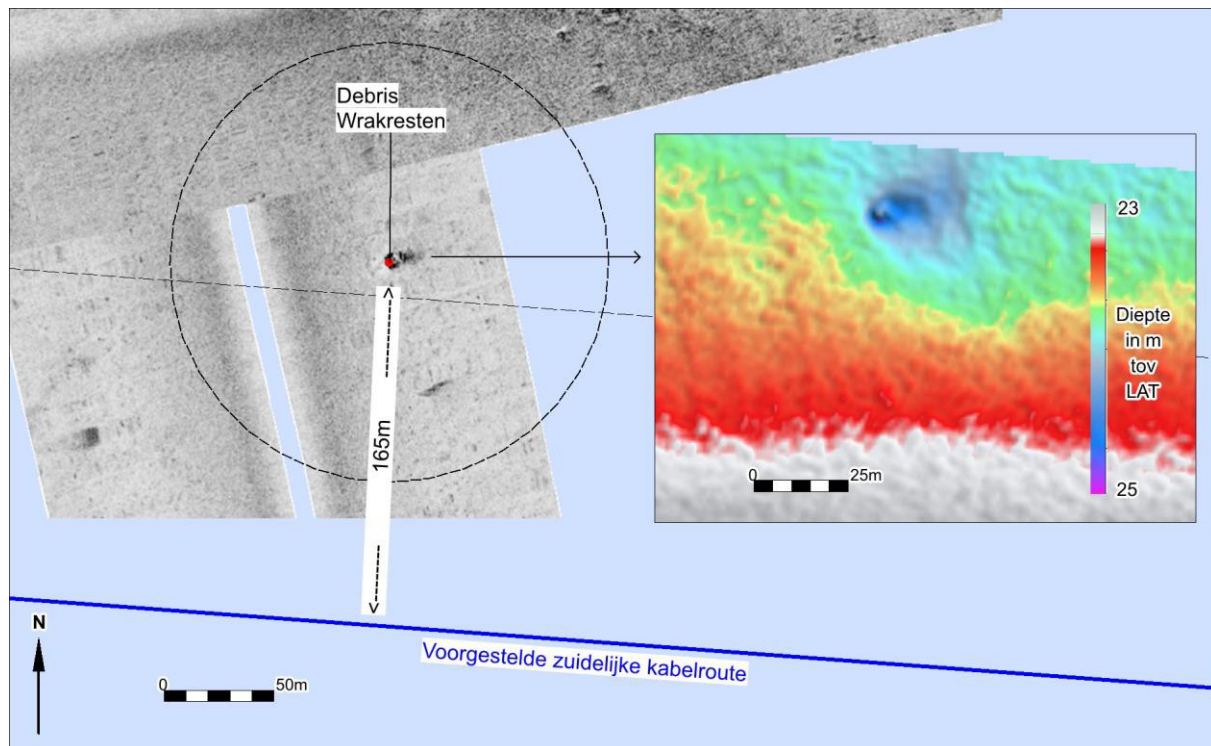


Abbildung 5. Sonar- und Fächerecholot-Aufnahme der Stelle mit Trümmern / Wrackteilen

165 Meter nördlich der südlichen Kabeltrasse identifizierte GeoXYZ einen Sonarkontakt als *Trümmer*. Dieser Ort entspricht der Stelle, an der bei der Suche nach den Containern der MSC Zoe ein (noch) unbekanntes Schiffswrack gefunden wurde. Auf den Sonar- und *Fächerecholot-Aufnahmen* ist in einem Schleifloch mit einem Durchmesser von 20 Metern ein etwa 5 x 4 Meter großes Objekt zu sehen. An der Stelle wurde auch eine große magnetische Anomalie (874 nT) gemessen, was bedeutet, dass das Objekt Eisen enthält. In der Umgebung wurden keine weiteren Objekte gefunden.

Schlussfolgerung und Ratschläge

Bei den geophysikalischen Aufzeichnungen für die alternative Trasse der Pipeline wurden keine Objekte von archäologischem Wert gefunden. Bei der alternativen Trasse der südlichen Kabeltrasse wurde in einer Entfernung von 165 Metern ein Objekt mit archäologischer Erwartung gefunden. Es wird empfohlen, diesen Ort (einschließlich einer Pufferzone von 100 Metern um ihn herum) bei der Verlegung des Kabels zu verschonen. Für die anderen Teile der Alternativrouten wird empfohlen, sie aus archäologischer Sicht freizugeben.

Bei den Arbeiten können archäologische Überreste zutage treten, die bei der *geophysikalischen Untersuchung* nicht als archäologische Überreste erkannt wurden. Gemäß dem niederländischen Denkmalschutzgesetz (2016) ist der Auftragnehmer verpflichtet, solche Funde der zuständigen Behörde zu melden. Die Verpflichtung zur Meldung archäologischer Funde muss in das Lastenheft oder den Arbeitsplan aufgenommen werden.

Referenzen

- Bos, O.G., S. Glorius, J.W.P. Coolen, J. Cuperus, B. van der Weide, A. Aguera Garcia, P.W. van Leeuwen, W. Lengkeek, S. Bouma, M. Hoppe und H. van Pelt, 2014. *Die Natur schätzt Borkumer Steine. Projekt Zusätzliche Schutzgebiete*. Bericht C115.14, Imares Wageningen.
- Van den Berg, B., E. van Bronsveld, E. de Vries und R. Mulder, 2019. *Expedition Nordsee 2019 & Expedition Borkum-Steine 2019*. Bericht Tauchen Sie die Nordsee sauber.
- GeoXYZ, geophysikalische Forschung 2019 und 2021
- Kabel- und Rohrleitungstrassen Version 21-12-2021



■ Regional Office Locations

Royal HaskoningDHV ist ein internationales Ingenieurs- und Projektmanagementbüro mit mehr als 138 Jahren Erfahrung im Bereich der Stickstoffdeposition. Unsere Fachleute erbringen Dienstleistungen in den Bereichen Luftfahrt, Gebäude, Energie, Industrie, Infrastruktur, Schifffahrt, Bergbau, Verkehr, städtische und ländliche Entwicklung und Wasser.

Mit dem Fachwissen und der Erfahrung von 6.000 Kollegen in aller Welt arbeiten wir für öffentliche und private Auftraggeber in über 140 Ländern. Wir verstehen die lokalen Gegebenheiten und liefern geeignete lokale Lösungen.

Wir konzentrieren uns darauf, einen Mehrwert für unsere Kunden zu schaffen und gleichzeitig die Herausforderungen zu bewältigen, denen sich die Gesellschaften stellen müssen. Dazu gehören die wachsende Weltbevölkerung und die Folgen für die Städte, der Bedarf an sauberem Trinkwasser, die Wasserversorgung und die Wassersicherheit, der Druck auf Verkehr und Transport, die Verfügbarkeit von Ressourcen und die Nachfrage nach Energie sowie Abfallprobleme in der Industrie.

Wir sind bestrebt, unsere Auswirkungen auf die Umwelt so gering wie möglich zu halten, indem wir bei unseren Projekten und unserer eigenen Geschäftstätigkeit mit gutem Beispiel vorangehen und der Gesellschaft etwas "zurückgeben". Indem wir in Sachen nachhaltige Entwicklung und Innovation eine Führungsrolle übernehmen, arbeiten wir gemeinsam mit unseren Kunden daran, Teil der Lösung für eine nachhaltigere Gesellschaft zu werden - heute und in Zukunft.

Unser Hauptsitz befindet sich in den Niederlanden; weitere Hauptniederlassungen befinden sich im Vereinigten Königreich, in Südafrika und in Indonesien. Wir haben auch Niederlassungen in Thailand, Indien und Nord- und Südamerika und sind seit langem in Afrika und im Nahen Osten vertreten.

