

Cluster ‚Nördlich Borkum‘

Jahresbericht 2019 und Abschlussbericht Umweltmonitoring Rastvögel

Untersuchungsjahre 2013 bis 2019
(März 2013 – Dezember 2019)



Foto: C. Burger

Version V 1.0

Husum, September 2020

Im Auftrag der UMBO GmbH
Van-der-Smissen-Strasse 9
22767 Hamburg



Institut für Angewandte
Ökosystemforschung GmbH
Alte Dorfstraße 11
18184 Neu Broderstorf
Tel. 038204 / 618 - 0
Fax 038204 / 618 - 10
info@ifaoe.de
www.ifaoe.de

IBL Umweltplanung GmbH
Bahnhofstraße 14a
26122 Oldenburg
Tel. 0441 / 50 50 17 - 10
Fax 0441 / 50 50 17 - 11
info@ibl-umweltplanung.de
www.ibl-umweltplanung.de

BioConsult SH GmbH & Co. KG
Schobüller Str. 36
25813 Husum
Tel. 04841 / 77 9 37 - 10
Fax 04841 / 77 9 37 - 19
info@bioconsult-sh.de
www.bioconsult-sh.de

Cluster ‚Nördlich Borkum‘ Jahresbericht 2019 und Abschlussbericht Umweltmonitoring Rastvögel

Untersuchungsjahre 2013 bis 2019
(März 2013 - Dezember 2019)

Bearbeiter:

Text Michel Stelter¹, Alexander Schubert¹, Ruth Castillo¹,
Lesley Szostek²
QA Mara Schmiing¹, Lesley Szostek², Annett Kocum³,
Stephanie Preuß³

¹BioConsult SH GmbH & Co. KG (hauptverantwortlich für den Teil
Flugtransekt-Erfassung)

²IBL Umweltplanung GmbH (hauptverantwortlich für den Teil
Schiffstransekt-Erfassung)

³Institut für angewandte Ökosystemforschung GmbH
(hauptverantwortlich für QA)

Institut für Angewandte
Ökosystemforschung GmbH
Alte Dorfstraße 11
18184 Neu Broderstorf
Tel. 038204 / 618-0
Fax 038204 / 618-10
info@ifaoe.de
www.ifaoe.de

IBL Umweltplanung GmbH
Bahnhofstraße 14a
26122 Oldenburg
Tel. 0441 / 50 50 17-10
Fax. 0441 / 50 50 17-11
info@ibl-umweltplanung.de
www.ibl-umweltplanung.de

BioConsult SH GmbH & Co. KG
Schobüller Str. 36
25813 Husum
Tel. 04841 / 77 9 37-10
Fax 04841 / 77 9 37-19
info@bioconsult-sh.de
www.bioconsult-sh.de

INHALTSVERZEICHNIS

1	ZUSAMMENFASSUNG	1
2	EINLEITUNG.....	4
3	MATERIAL UND METHODEN.....	9
3.1	Erfassungsmethodik.....	9
3.1.1	Schiffstransekt-Erfassung	9
3.1.2	Digitale Flugtransekt-Erfassung	12
3.2	Auswertungsmethodik.....	16
3.2.1	Schiffstransekt-Erfassungen	16
3.2.2	Digitale Flugtransekt-Erfassungen	17
3.2.3	Analyse der Auswirkungen durch Bau und Betrieb	18
3.3	Gefährdungstatus der betrachteten Arten	26
4	ERGEBNISSE	30
4.1	Umweltmonitoring 2019	30
4.1.1	Artenspektrum und Artenzahlen	30
4.1.2	Häufigkeit und Verteilung einzelner Arten und Artgruppen	34
4.2	Vergleich der Untersuchungsjahre 2013 bis 2019.....	99
4.2.1	Seetaucher	99
4.2.2	Basstölpel.....	102
4.2.3	Trauerente	105
4.2.4	Zwergmöwe	108
4.2.5	Lachmöwe.....	111
4.2.6	Sturmmöwe	114
4.2.7	Heringsmöwe.....	117
4.2.8	Mantelmöwe	120

4.2.9	Dreizehenmöwe.....	123
4.2.10	Seeschwalben	126
4.2.11	Alkenvögel.....	132
4.3	Auswirkungen durch Bau und Betrieb (Gradientenanalyse)	135
4.3.1	Seetaucher	135
4.3.2	Basstölpel.....	140
4.3.3	Zwergmöwe	145
4.3.4	Sturmmöwe	150
4.3.5	Heringsmöwe	154
4.3.6	Dreizehenmöwe.....	159
4.3.7	Seeschwalben (Brandseeschwalbe, Fluss- und Küstenseeschwalbe).....	163
4.3.8	Alkenvögel (Trottellumme und Tordalk).....	169
5	DISKUSSION.....	178
5.1	Methodenkritik	178
5.1.1	Vergleich der Rastvogeldichten zwischen Erfassungsmethoden und Untersuchungszeiträumen.....	178
5.1.2	Auswertung der Auswirkung von Bau und Betrieb.....	180
5.2	Rastvogelvorkommen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘	182
5.3	Bau- und betriebsbedingte Auswirkungen auf Rastvögel.....	190
6	LITERATUR.....	193
A	ANHANG.....	199
A.1	OWP und Prüfung der Auswirkungsprognosen	199
A.1.1	Offshore-Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘	199
A.2	Methoden	241
A.2.1	Schiffstransekt-Erfassungen.....	241
A.2.2	Flugtransekt Erfassungen.....	244

A.3	Ergebnisse.....	246
A.3.1	Artenlisten	246
A.3.2	Gradientenanalyse.....	252
A.3.3	Punktsichtungskarten Schiffstransekt-Erfassungen	253
A.3.4	Punktsichtungskarten Flugtransekt-Erfassungen	318

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1.1	Lage des OWP-Clusters ‚Nördlich Borkum‘, der Windparkplanungsgebiete und Schutzgebiete in der deutschen AWZ (Stand: 2019).	4
Abb. 1.2	Übersicht über die sich im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ befindenden OWPs und Vorhaben mit Angabe des Status (Stand: 2019).....	6
Abb. 1.3	Status der OWPs und Vorhaben des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ im Untersuchungsjahr 2019.	8
Abb. 3.1	Lage der Schiffstransecte im Untersuchungsgebiet des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ (Stand: Januar 2019).	9
Abb. 3.2	Flugtransectdesign des Cluster-Monitorings ‚Nördlich Borkum‘ bis einschließlich Januar 2018.	13
Abb. 3.3	Flugtransectdesign des Cluster-Monitorings ‚Nördlich Borkum‘ ab Februar 2018 (Ausbaustatus der Windparks Stand 2019).....	13
Abb. 3.4	Das HiDef Kamerasystem. Die vier Kameras decken bei einer Flughöhe von 549 m eine effektive Streifenbreite von 544 m Meeresoberfläche ab.	15
Abb. 3.5	Phasen der OWPs im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ im Erfassungszeitraum.	19
Abb. 3.6	Beispielhafte Darstellung der Pufferverteilung in der anteiligen Bauphase von ‚Nordsee One‘ für September 2016.	21
Abb. 3.7	Darstellung der 10-m-Bänder (schmale schwarze Linien) und der daraus resultierenden Abstandsbänder (breite schwarze Bänder)	22
Abb. 3.8	Beispielhafte Darstellung der Abstandsbänder mit gleichem Erfassungsaufwand von 50 km Transectstrecke um die einzelnen OWPs des Clusters ‚Nördlich Borkum‘.	23
Abb. 3.9	Beispielhafte Darstellung einer Gradientenanalyse im Falle einer Meidung der OWPs.	25
Abb. 4.1	Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ 2019 bei Schiffsuntersuchungen innerhalb des Transectes erfassten Rastvögel	30
Abb. 4.2	Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ 2019 bei Fluguntersuchungen erfassten Rastvögel	32
Abb. 4.3	Monatliche Dichten der Seetaucher bei Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	40
Abb. 4.4	Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	41
Abb. 4.5	Räumliche Verteilung der Seetaucher nach Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	42
Abb. 4.6	Monatliche Dichten der Basstölpel bei Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	45
Abb. 4.7	Räumliche Verteilung der Basstölpel bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	46

Abb. 4.8	Räumliche Verteilung der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	47
Abb. 4.9	Monatliche Dichten der Trauerenten bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	49
Abb. 4.10	Räumliche Verteilung der Trauerenten bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	50
Abb. 4.11	Räumliche Verteilung der Trauerenten nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	51
Abb. 4.12	Monatliche Dichten der Zwergmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	53
Abb. 4.13	Räumliche Verteilung der Zwergmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	54
Abb. 4.14	Räumliche Verteilung der Zwergmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	55
Abb. 4.15	Monatliche Dichten der Lachmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	57
Abb. 4.16	Räumliche Verteilung der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	58
Abb. 4.17	Monatliche Dichten der Sturmmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	60
Abb. 4.18	Räumliche Verteilung der Sturmmöwen bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	62
Abb. 4.19	Räumliche Verteilung der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	63
Abb. 4.20	Monatliche Dichten der Heringsmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	65
Abb. 4.21	Räumliche Verteilung der Heringsmöwen bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	66
Abb. 4.22	Räumliche Verteilung der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	67
Abb. 4.23	Monatliche Dichten der Silbermöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	69
Abb. 4.24	Räumliche Verteilung der Silbermöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	70
Abb. 4.25	Räumliche Verteilung der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	71
Abb. 4.26	Monatliche Dichten der Mantelmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	73

Abb. 4.27	Räumliche Verteilung der Mantelmöwen bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	74
Abb. 4.28	Räumliche Verteilung der Mantelmöwen nach Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	75
Abb. 4.29	Monatliche Dichten der Dreizehenmöwen bei Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	77
Abb. 4.30	Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwen bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	78
Abb. 4.31	Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwen nach Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	79
Abb. 4.32	Monatliche Dichten der Brandseeschwalben bei Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	82
Abb. 4.33	Monatliche Dichten der Fluss-/Küstenseeschwalben bei Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	83
Abb. 4.34	Räumliche Verteilung der Brandseeschwalben bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	85
Abb. 4.35	Räumliche Verteilung der Brandseeschwalben nach Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	86
Abb. 4.36	Räumliche Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalben (rotfüßige Seeschwalben) bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	87
Abb. 4.37	Räumliche Verteilung der Fluss/Küstenseeschwalben (rotfüßige Seeschwalben) nach Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	88
Abb. 4.38	Vergleich der monatlichen Dichten zwischen Trottellummen und Tordalken bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	90
Abb. 4.39	Vergleich der monatlichen Dichten zwischen Trottellummen und Tordalken bei Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	92
Abb. 4.40	Monatliche Dichten der Trottellummen bei Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	93
Abb. 4.41	Monatliche Dichten der Tordalken bei Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	93
Abb. 4.42	Räumliche Verteilung der Trottellummen bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	95
Abb. 4.43	Räumliche Verteilung der Trottellummen nach Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	96

Abb. 4.44	Räumliche Verteilung der Tordalken bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	97
Abb. 4.45	Räumliche Verteilung der Tordalken nach Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.	98
Abb. 4.46	Vergleich der monatlichen Dichten der Seetaucher nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.	100
Abb. 4.47	Vergleich der monatlichen Dichten der Seetaucher nach Flugtransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.	101
Abb. 4.48	Vergleich der monatlichen Dichten der Basstölpel nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.	103
Abb. 4.49	Vergleich der monatlichen Dichten der Basstölpel nach Flugtransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.	104
Abb. 4.50	Vergleich der monatlichen Dichten der Trauerenten nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.	106
Abb. 4.51	Vergleich der monatlichen Dichten der Trauerenten nach Flugtransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.	107
Abb. 4.52	Vergleich der monatlichen Dichten der Zwergmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.	109
Abb. 4.53	Vergleich der monatlichen Dichten der Zwergmöwen nach Flugtransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.	110
Abb. 4.54	Vergleich der monatlichen Dichten der Lachmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019. Im Jahr 2014 wurden keine Dichten berechnet.	112
Abb. 4.55	Vergleich der monatlichen Dichten der Lachmöwen nach Flugtransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.	113
Abb. 4.56	Vergleich der monatlichen Dichten der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.	115
Abb. 4.57	Vergleich der monatlichen Dichten der Sturmmöwen nach Flugtransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.	116
Abb. 4.58	Vergleich der monatlichen Dichten der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.	118
Abb. 4.59	Vergleich der monatlichen Dichten der Heringsmöwen nach Flugtransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.	119
Abb. 4.60	Vergleich der monatlichen Dichten der Mantelmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.	121
Abb. 4.61	Vergleich der monatlichen Dichten der Mantelmöwen nach Flugtransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.	122
Abb. 4.62	Vergleich der monatlichen Dichten der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.	124

Abb. 4.63	Vergleich der monatlichen Dichten der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.	125
Abb. 4.64	Vergleich der monatlichen Dichten der Brandseeschwalben nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.	127
Abb. 4.65	Vergleich der monatlichen Dichten der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.	129
Abb. 4.66	Vergleich der monatlichen Dichten der Brandseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.	130
Abb. 4.67	Vergleich der monatlichen Dichten der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.	131
Abb. 4.68	Vergleich der monatlichen Dichten der Alkenvögel nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.	133
Abb. 4.69	Vergleich der monatlichen Dichten der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.	134
Abb. 4.70	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Seetaucher anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.	137
Abb. 4.71	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Basstölpel anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.	141
Abb. 4.72	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Basstölpel anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.	143
Abb. 4.73	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Zwergmöwe anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.	146
Abb. 4.74	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Zwergmöwe anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.	148
Abb. 4.75	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Sturmmöwe anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.	151
Abb. 4.76	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Sturmmöwe anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.	153
Abb. 4.77	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Heringsmöwe anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.	155
Abb. 4.78	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Heringsmöwe anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.	157
Abb. 4.79	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Dreizehenmöwen anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.	160
Abb. 4.80	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Dreizehenmöwe anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.	162
Abb. 4.81	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Seeschwalben anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.	165

Abb. 4.82	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Seeschwalben anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.....	167
Abb. 4.83	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Alkenvögel anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.....	171
Abb. 4.84	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Alkenvögel anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Dargestellt sind die Flüge ohne den Flug vom 02.04.2016. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.....	173
Abb. 4.85	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Alkenvögel anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Dargestellt sind die Flüge ohne die Flugerfassungen vom 02.04.2016 und 30.10.2019. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.	175

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 2.1	Status der OWPs und Vorhaben des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ im Untersuchungsjahr 2019.	7
Tab. 3.1	Erfassungsaufwand sowie erfasste Strecke und Fläche pro Monat bei Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar und Dezember 2019 im Cluster ‚Nördlich Borkum‘	10
Tab. 3.2	Distanzklassen für schwimmende Vögel.	11
Tab. 3.3	Datum, Transektstrecke [km], Aufwand [km ²] und Abdeckungsgrad [%] der Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘.	14
Tab. 3.4	Korrekturfaktoren für schwimmende/tauchende Vögel nach Werten aus der Literatur	17
Tab. 3.5	Liste der während der Erfassungen (Flug und Schiff) im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ während des siebten Jahres des Umweltmonitorings (2019) nachgewiesenen und im Ergebnisteil näher betrachteten, gefährdeten oder geschützten Vogelarten	27
Tab. 4.1	Anzahl nachgewiesener Rastvogel-Individuen, Anzahl der Ausfahrten sowie die mittlere Erfassungsrate (Individuen pro Ausfahrt) anhand der Schiffstransekt-Erfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ in den Jahren 2013 bis 2019.....	31
Tab. 4.2	Nachgewiesene Anzahl von Rastvögeln, Anzahl der Flüge sowie die mittlere Erfassungsrate (Individuen pro Flug) anhand der Flugtransekt-Erfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ in den Jahren 2013 bis 2019.....	33
Tab. 4.3	Monatliche Dichten (Ind./km ²) ausgewählter Arten/Artgruppen aus Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar und Dezember 2019.	35
Tab. 4.4	Monatliche Dichten (Ind./km ²) ausgewählter Arten / Artgruppen aus digitalen Flugtransekt-Erfassungen zwischen Januar und Dezember 2019.	36
Tab. 4.5	Maximale monatliche Dichten [Ind./km ²] ausgewählter Arten nach Schiffstransekt-Erfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ aus den Jahren 2013 bis 2019.	37
Tab. 4.6	Maximale monatliche Dichten [Ind./km ²] ausgewählter Arten nach Flugtransekt-Erfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ aus den Jahren 2013 bis 2019.	37
Tab. 4.7	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Seetaucher sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007). „-“ bedeutet, dass in dieser Saison keine Erfassung durchgeführt wurde..	40
Tab. 4.8	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Basstölpel sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen.	45
Tab. 4.9	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Trauerenten sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen.	49
Tab. 4.10	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Zwergmöwen sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen.	53
Tab. 4.11	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Lachmöwen sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen.	57
Tab. 4.12	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Sturmmöwen sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen.	61

Tab. 4.13	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Heringsmöwen sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen.	65
Tab. 4.14	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Silbermöwen sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen.	69
Tab. 4.15	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Mantelmöwen sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen.	73
Tab. 4.16	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Dreizehenmöwen sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen.	77
Tab. 4.17	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Brandseeschwalben sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen.	83
Tab. 4.18	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Fluss-/Küstenseeschwalben sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen.	84
Tab. 4.19	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Trottellummen sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen.	93
Tab. 4.20	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Tordalken sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen.	94
Tab. 4.21	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Seetaucher nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.	99
Tab. 4.22	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Basstölpel nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.	102
Tab. 4.23	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Trauerenten nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.	105
Tab. 4.24	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Zwergmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.	108
Tab. 4.25	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Lachmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.	111
Tab. 4.26	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Sturmmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.	114
Tab. 4.27	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Heringsmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.	117
Tab. 4.28	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Mantelmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.	120
Tab. 4.29	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Dreizehenmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.	123
Tab. 4.30	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Brandseeschwalben nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.	127
Tab. 4.31	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.	128

Tab. 4.32	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Alkenvögel nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.	132
-----------	---	-----

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

UMBO	Umweltuntersuchung ‚Nördlich Borkum‘ GmbH
AWZ	Deutsche Ausschließliche Wirtschaftszone
OWP	Offshore-Windpark
WEA	Windenergieanlage
SeeAnIV	Seeanlagenverordnung
StUK	Standarduntersuchungskonzept
FFH	Flora-Fauna-Habitat
FEP	Flächenentwicklungsplan
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
TWB	Trianel Windpark Borkum
EEG	Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien
UG	Untersuchungsgebiet
EU-VSchRL	EU-Vogelschutzrichtlinie
Ind.	Individuen
km	Kilometer

1 ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Studie zum Schutzgut Rastvögel stellt die Ergebnisse aus dem Jahr 2019 sowie einen Überblick über das Gesamtmonitoring im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ seit 2013 dar. Es handelt sich hierbei um das letzte von insgesamt sieben Untersuchungsjahren, in denen Umwelterfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ in der deutschen AWZ der Nordsee durchgeführt wurden. Das Cluster liegt nördlich der Ostfriesischen Inseln und nordöstlich des Schutzgebietes ‚Borkum Riffgrund‘. Die einzelnen Offshore-Windparkvorhaben im Vorranggebiet für Windenergie ‚Nördlich Borkum‘ befanden sich 2019 in unterschiedlichen Phasen der Realisierung. Die OWPs ‚Borkum Riffgrund 1‘, ‚Borkum Riffgrund 2‘, ‚Trianel Windpark Borkum‘ (Phase 1), ‚Gode Wind 01‘, ‚Gode Wind 02‘, ‚Nordsee One‘, ‚Merkur Offshore‘ sowie ‚alpha ventus‘ befanden sich in der Betriebsphase. Der OWP ‚Trianel Windpark Borkum Ausbauphase 2‘ ging im Untersuchungsjahr 2019 noch nicht in die Betriebsphase über, jedoch waren im Dezember alle WEAs errichtet. Alle weiteren Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ sind bisher noch in der Planungsphase.

Das Ziel dieser Untersuchung war es, neben der zusammenfassenden Beschreibung der Rastvogelbestände im Untersuchungsgebiet, die Auswirkungen von Bau und Betrieb der Windparks im Cluster auf Rastvögel zu ermitteln. Im Rahmen der Clusteruntersuchung wurden standardisierte Erfassungen zu Rastvögeln durchgeführt. Dabei wurden die Vorgaben des Standarduntersuchungskonzeptes des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH 2013b) hinsichtlich der Erfassungsmethodik sowie des räumlichen und zeitlichen Umfangs der Untersuchungen berücksichtigt.

Während der zwölf Schiffstransekt-Erfassungen 2019 wurden insgesamt 13.895 Rastvögel festgestellt, davon befanden sich 9.123 Tiere innerhalb des Transekts. Die häufigste Art im Untersuchungsgebiet war bei den Schiffstransekt-Erfassungen die Trottellumme, gefolgt von der Heringsmöwe und der Dreizehenmöwe. Während der acht Flugtransekt-Erfassungen zwischen Januar und Oktober wurden insgesamt 20.882 Rastvögel, und damit etwa 1/3 mehr als im vergangenen Erfassungszeitraum 2018, festgestellt. Unterschiede in den Gesamt-Bestandszahlen zwischen den Erfassungsjahren resultieren bei Flugtransekt-Erfassungen hauptsächlich aus den starken Schwankungen der Trauerentenbestände. Da diese Art in den Vorjahren in großen Anzahlen fast nur während der Flugtransekt-Erfassungen im küstennahen Teil des Flug-Untersuchungsgebietes festgestellt wurde, wurden die geringen Trauerentenbestände im letzten Untersuchungsjahr 2018 auf den neuen Zuschnitt des Untersuchungsgebietes zurückgeführt. Diese Annahme hat sich im aktuellen Untersuchungszeitraum 2019 nicht bestätigt. Im aktuellen Erfassungsjahr wurden, im Vergleich zum letzten Jahr, wieder deutlich höhere Trauerentendichten erfasst. Dennoch war die Trauerente, im Gegensatz zu den Erfassungen vor 2018 nicht mehr die häufigste Art im Untersuchungsgebiet, sondern belegte nach der Heringsmöwe als häufigster Art nur noch Platz zwei. Als dritthäufigste Art wurde die Trottellumme festgestellt. Bei den Artgruppen wurden nach beiden Erfassungsmethoden jeweils die Möwen als häufigste und die Alkenvögel als zweithäufigste Artengruppe erfasst.

Vierzehn für das Gebiet lebensraumtypische Rastvogelarten(gruppen) kamen in ausreichend hohen Anzahlen vor, um Verteilungskarten und Phänologien darzustellen: Seetaucher, Basstölpel, Trauerente, Zwergmöwe, Lachmöwe, Sturmmöwe, Heringsmöwe, Silbermöwe, Mantelmöwe, Dreizehenmöwe, Brandseeschwalbe, Fluss-/Küstenseeschwalbe, Trottellumme und Tordalk.

Das saisonale Vorkommen und die Bestandsdichten dieser Arten(gruppen) zeigten sowohl bei den Schiffstransekt- als auch bei den Flugtransekt-Erfassungen weitgehende Übereinstimmungen mit den Untersuchungen der Vorjahre sowie mit anderen Studien. Es gab wie auch in den Vorjahren vereinzelt Abweichungen. So wurde während der Schiffstransekt-Erfassungen bei der Dreizehenmöwen einmalig im März eine hohe Dichte von 1,23 Ind./km² festgestellt und die Fluss-/Küstenseeschwalben wurden während der Schiffstransekt-Erfassungen im Mai mit verhältnismäßig hohen Dichten erfasst (0,59 Ind./km²). Bei den Flugtransekt-Erfassungen ist die bei den Alkenvögeln erneut aufgetretene hohe Dichte im Oktober (5,92 Ind./km²) bemerkenswert. Dies war nach einem Einflug hoher Individuenzahlen im April 2016 (6,54 Ind./km²) die zweithöchste bisher erfasste Dichte dieser Artgruppe. Anscheinend treten häufiger als bisher angenommen zeitlich begrenzt hohe Individuenzahlen der Alkenvögel im Untersuchungsgebiet ‚Nördlich Borkum‘ auf. Während in den Vorjahreszeiträumen immer wieder relativ hohe Dichten der Zwergmöwen im April (2018: 1,20 Ind./km²; 2016: 1,23 Ind./km²; 2014: 1,92 Ind./km²), zur Hauptzugzeit der Art, festgestellt wurden, lag diese im aktuellen Erfassungszeitraum bei nur 0,07 Ind./km². Daran zeigt sich deutlich, dass dem Untersuchungsgebiet zwar insgesamt eine hohe Bedeutung als Rast- und Zuggebiet für diese Art zukommt, die erfassten Dichten aber zwischen den Untersuchungsjahren stark schwanken können.

Im allgemeinen Vergleich der Erfassungen zwischen den Jahren zeigen sich durchschnittliche Dichten für die einzelnen Arten(gruppen), die in ihrer Phänologie grundsätzlich übereinstimmen. Interannuelle Bestandsschwankungen sind erkennbar.

Für beide Untersuchungsmethoden (Schiffs- bzw. Flugtransektuntersuchungen) gilt, dass die erfassten Bestandsschwankungen verschiedene Ursachen haben können. Neben der Veränderung des Untersuchungsgebietes bei den Flugtransekt-Erfassungen, spielen z. B. auch unterschiedliche Erfassungszeitpunkte oder natürliche zwischenjährliche Schwankungen eine Rolle.

Um Auswirkungen durch Bau und Betrieb der OWPs zu untersuchen, wurde für alle Arten mit ausreichend großem Vorkommen eine Gradientenanalyse durchgeführt.

Für die Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘, die sich im **Bau** befanden, wurden statistisch signifikante Meideeffekte für Seetaucher ermittelt. Im aktuellen Erfassungszeitraum zeigt sich bei den Zwergmöwen ein höchstens geringer Meideeffekt, der nicht eindeutig zu erfassen war. Für Sturmmöwe, Heringsmöwe und Dreizehenmöwe wurden entweder keine Effekte (Heringsmöwe) oder schwache Anziehungseffekte festgestellt. Basstölpel, Seeschwalben und Alkenvögel zeigten zwar teilweise signifikante Meideeffekte, diese waren jedoch schwach und zwischen den verschiedenen Analysen und Datensätzen nicht einheitlich, sodass hier nicht sicher von einer Meidung der Windparkflächen ausgegangen werden kann.

Für Windparks in der **Betriebsphase** wurden, wie auch in den vorherigen Erfassungszeiträumen, statistisch signifikante Meideeffekte für Seetaucher, Basstölpel, Seeschwalben und Alkenvögel festgestellt. Die Ausprägung der Meideeffekte unterschied sich zwischen den Arten und Methoden teils deutlich (z. B. Alkenvögel). Von allen hier untersuchten Arten wurden zumindest einzelne Individuen auch innerhalb der bestehenden Windparks beobachtet.

Unter Erweiterung der Datenbasis für die Artgruppe der Seetaucher um das aktuelle Untersuchungsjahr weist die Analyse weiterhin auf eine bestehende Meidereaktion von

Seetauchern gegenüber OWPs im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ hin. Wie auch im Vorjahr konnte aufgrund des Modellverlaufs keine Meidedistanz quantifiziert werden, jedoch deutet auch die diesjährige Analyse auf eine weitreichende Meidung hin, sodass weiterhin die im Erfassungsjahr 2017 festgelegte Distanz von 10 km angenommen werden kann. Die Stärke der Meidung ist weiterhin offenbar deutlich geringer als im Gebiet westlich von Sylt. Es konnten bereits im Nahbereich sowie innerhalb der Windparkflächen Vögel nachgewiesen werden und die Kurve der Sichtungsraten stieg sehr flach an.

Für Basstölpel zeigt sich übereinstimmend eine Meidereaktion bei den Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Gemeinsam betrachtet kann hier eine Meidedistanz bis ca. 2 km angenommen werden.

Seeschwalben wurden auch im aktuellen Untersuchungsjahr vermehrt am Rande bestehender Windparks gesichtet, der Datensatz deutet auf eine geringere Nutzung der Windparkflächen hin.

Alkenvögel wiesen nach beiden Erfassungsmethoden konsistent auf eine Meidung der Windparkbereiche hin. Der erfasste Effekt war jedoch bei den Schiffstransekt-Erfassungen deutlich weitreichender (bis 4 km) als bei den Flugtransekt-Erfassungen (auf die Windparks beschränkt). Ein Zusammenhang mit dem im Oktober erfassten Einflugereignis, welches durch die hohe Individuenzahl einen dichte-basierten Effekt auf die Analyse der Flugtransekt-Erfassungen ausübt, kann nicht ausgeschlossen werden. Insgesamt ist die Meidung der Windparkbereiche auf Grundlage beider Analysen eindeutig erkennbar, eine darüber hinausgehende Meidung kann nicht ausgeschlossen werden.

Die Ergebnisse aus Schiffs- bzw. Flugtransekt-Erfassungen stimmten in Bezug auf die Richtung des Effektes (Meidung oder Attraktion) meist gut überein. Einzelne methodische Unterschiede, wie z. B. die individuenbasierte Analyse truppbildender Arten und die Wahl der Referenzklassen im nicht-parametrischen Test, hatten aber Einfluss auf die Analysen.

Für Seetaucher war der Störradius zwar ähnlich groß im Vergleich mit aktuellen Studien, jedoch deutet die Analyse auf eine geringere Effektstärke hin. Das Untersuchungsgebiet liegt außerhalb des Hauptkonzentrationsgebietes der Seetaucher in der südöstlichen Nordsee, sodass die Bestände insgesamt gering sind. Die Auswirkungen (Meideabstände) durch Bau und Betrieb sind insgesamt durchschnittlich (Alkenvögel, Basstölpel) bzw. schwächer ausgeprägt (Seetaucher, Seeschwalben) als in anderen aktuellen Studien.

2 EINLEITUNG

Die UMBO (Umweltuntersuchung Nördlich Borkum) GmbH, ein Joint Venture aus Ørsted, Delta Nordsee GmbH und OWP West GmbH, hat ein Umweltmonitoring im Offshore-Windpark-Cluster ‚Nördlich Borkum‘ in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der Nordsee beauftragt. Das Cluster liegt nördlich der Ostfriesischen Inseln (Abb. 2.1). Im Rahmen der Cluster-Untersuchung werden Erfassungen zu Rast- und Zugvögeln sowie marinen Säugetieren durchgeführt. Das Jahr 2019 ist das letzte von insgesamt sieben Untersuchungsjahren, in denen die Umweltdaten von einem Konsortium, bestehend aus dem Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH (IfAÖ), der BioConsult SH GmbH & Co. KG und der IBL Umweltplanung GmbH, erhoben und ausgewertet werden. Das Schutzgut Zugvögel wurde im Unterauftrag maßgeblich durch die Avitec Research GbR bearbeitet.

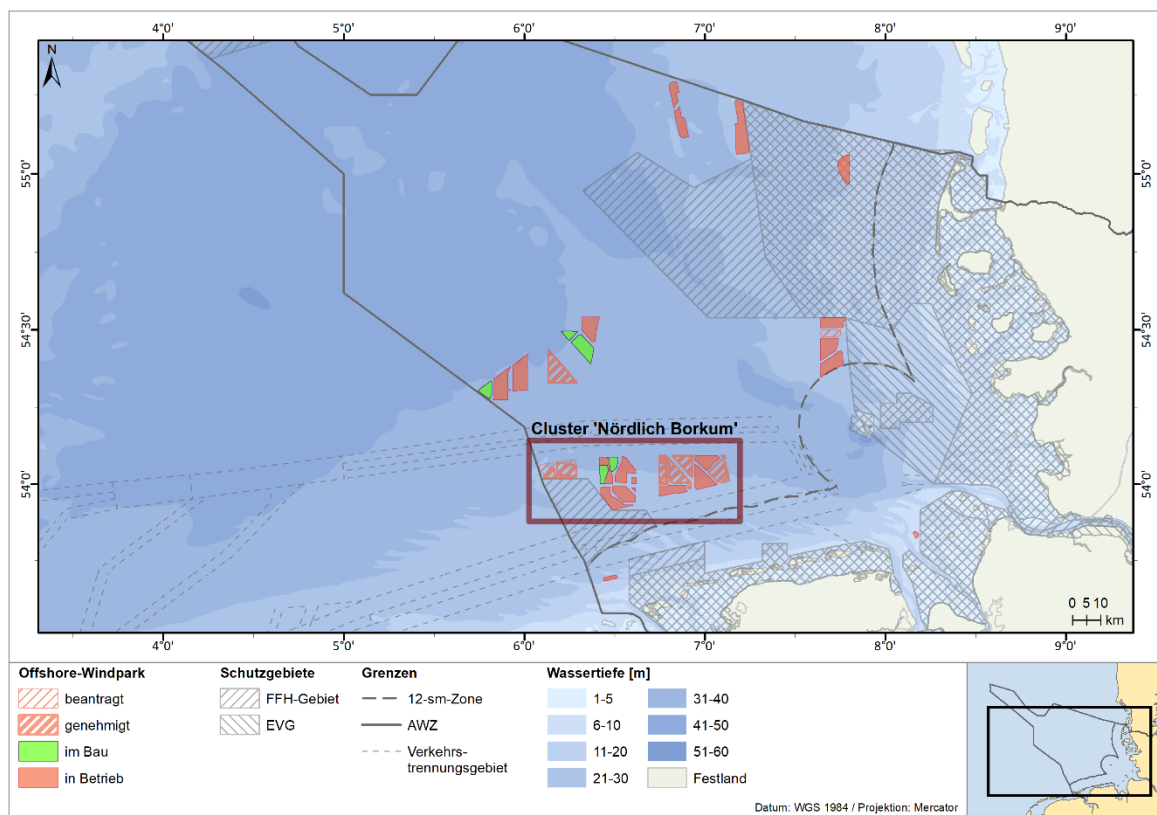


Abb. 2.1 Lage des OWP-Clusters ‚Nördlich Borkum‘, der Windparkplanungsgebiete und Schutzgebiete in der deutschen AWZ (Stand: 2019).

Anlass

Die einzelnen Offshore-Windparkvorhaben im Vorranggebiet für Windenergie ‚Nördlich Borkum‘ befinden sich derzeit in unterschiedlichen Phasen der Realisierung (Abb. 2.2). Aufgrund der teilweise geringen Abstände der jeweiligen Offshore-Windparks (OWP) im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ käme es bei den großflächigen Umweltuntersuchungen zu Überlappungen der windparkspezifischen Untersuchungsgebiete.

Seit 2013 sind Cluster-Untersuchungen für die Schutzgüter Rast- und Zugvögel sowie marine Säugetiere mehrerer benachbarter Windparkprojekte im Standarduntersuchungskonzept (StUK4, BSH 2013b) implementiert.

Ziele von Cluster-Untersuchungen sind:

- Reduzierung von Überschneidungen der Untersuchungsflächen von benachbarten Vorhaben bei gleichzeitiger Abdeckung der Vorhabensgebiete.
- Untersuchung einer möglichst großen Fläche, um Informationen über die großräumige Verbreitung von Vögeln und marinen Säugern zu erhalten.

Cluster ‚Nördlich Borkum‘

Das Cluster ‚Nördlich Borkum‘ liegt nordöstlich des FFH-Gebietes ‚Borkum Riffgrund‘ und wird im nordöstlichen Bereich durch die Rohrleitung ‚Europipe‘ begrenzt. Nach Süden, Norden und Osten ist es durch Vorbehaltsgebiete für Schifffahrt begrenzt. In dem Untersuchungsgebiet (schiffbasierte Untersuchungen) wurden für das Cluster ‚Nördlich Borkum‘ insgesamt 17 Offshore-Windparkvorhaben betrachtet (Tab. 2.1). Während elf OWP-Projekte Teil der UMBO GmbH (Ørsted und E.ON) sind, werden sechs OWPs von anderen Trägern entwickelt bzw. betrieben (Tab. 2.1). Im Jahr 2019 gab es einige Zusammenschlüsse von Windparks und neue Ausweisungen seitens des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH). Sie werden in diesem Kapitel beschrieben, jedoch im Rahmen des Berichtes nicht weiter berücksichtigt, um eine Vergleichbarkeit mit den Vorjahren zu gewährleisten. Weitere Informationen zu den einzelnen Projekten sowie ein Abgleich der Auswirkungsprognose aus dem jeweiligen Genehmigungsbescheid mit den Ergebnissen des aktuellen Cluster-Monitorings finden sich im Anhang (A.1).

Die Windparkprojekte 1-13 (vgl. Abb. 2.2) liegen außerdem in einem Vorranggebiet für Windenergie (Vorranggebiet ‚Nördlich Borkum‘), welches im Jahr 2002 seitens der Bundesregierung als potentielles Eignungsgebiet für Windenergie nach § 3a SeeAnIV identifiziert wurde. Da auch auf Ebene der Raumordnung eine besondere Eignung dieser Fläche für die Nutzung für die Windenergieerzeugung festgestellt wurde, wurde das Vorranggebiet ‚Nördlich Borkum‘ 2009 in den Raumordnungsplan für die AWZ der Nordsee übernommen¹. Im Juni 2019 wurde die Fortschreibung und Aktualisierung der bestehenden Raumordnungspläne eingeleitet². Mit dem im Juni 2019 veröffentlichten Flächenentwicklungsplan (FEP) 2019 (BSH 2019) existiert eine aktuelle Fachplanung zur Steuerung der Planung des Ausbaus der Windenergie auf See. Der FEP 2019 legt in der AWZ der Nordsee die im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ liegenden Gebiete N-1 bis N-3 fest. Das Gebiet N-1 beinhaltet die OWPs ‚Borkum Riffgrund West II‘, ‚OWP West‘ und ‚Borkum Riffgrund West I‘. Im Gebiet N-2 liegen die OWPs ‚Trianel Windpark Borkum I, Ausbauphase 1‘, ‚Trianel Windpark Borkum II, Ausbauphase 2‘, ‚Merkur Offshore‘, ‚alpha ventus‘, ‚Borkum Riffgrund 1‘ und

¹ https://www.bsh.de/DE/THEMEN/Offshore/Meeresraumplanung/Nationale_Raumplanung/_Anlagen/Downloads/Raumordnung_2009/Raumordnung_Umweltbericht.html?nn=1653364

² https://www.bsh.de/DE/THEMEN/Offshore/Meeresraumplanung/Fortschreibung/fortschreibung-raumplanung_node.html

,Borkum Riffgrund 2'. Das Gebiet N-3 umfasst die OWP's ,Nordsee One', ,Gode Wind 01', ,Gode Wind 02', ,Gode Wind 03' und ,Gode Wind 04'. Im Gebiet N-3 werden mit dem FEP 2019 die Flächen N-3.5 bis N-3.8 (vorher ,Nordsee Two', ,OWP Delta Nordsee 1', ,OWP Delta Nordsee 2', ,Nordsee Three' und eine Teilfläche von ,Gode Wind 04') ausgewiesen. Im September 2019 wurden die drei Windparks ,Borkum Riffgrund West I und II' sowie ,OWP West' von Ørsted unter dem gemeinsamen Namen ,Borkum Riffgrund 3' zusammengefasst. Gleiches gilt für ,Gode Wind 03 und 04', zukünftig ,Gode Wind 03' genannt. In dem vorliegenden Abschlussbericht werden in den Abbildungen die zusammengefassten OWP's und vom BSH neu ausgewiesenen Flächen mit dem Stand vor Veröffentlichung des FEP 2019 dargestellt, um eine Vergleichbarkeit mit den Vorjahren zu gewährleisten. Die Flächen und der Ausbaustatus der Windparks, die 2019 im Bau und Betrieb waren, entsprechen dem Stand vom 31.12.2019 (Abb. 2.2).

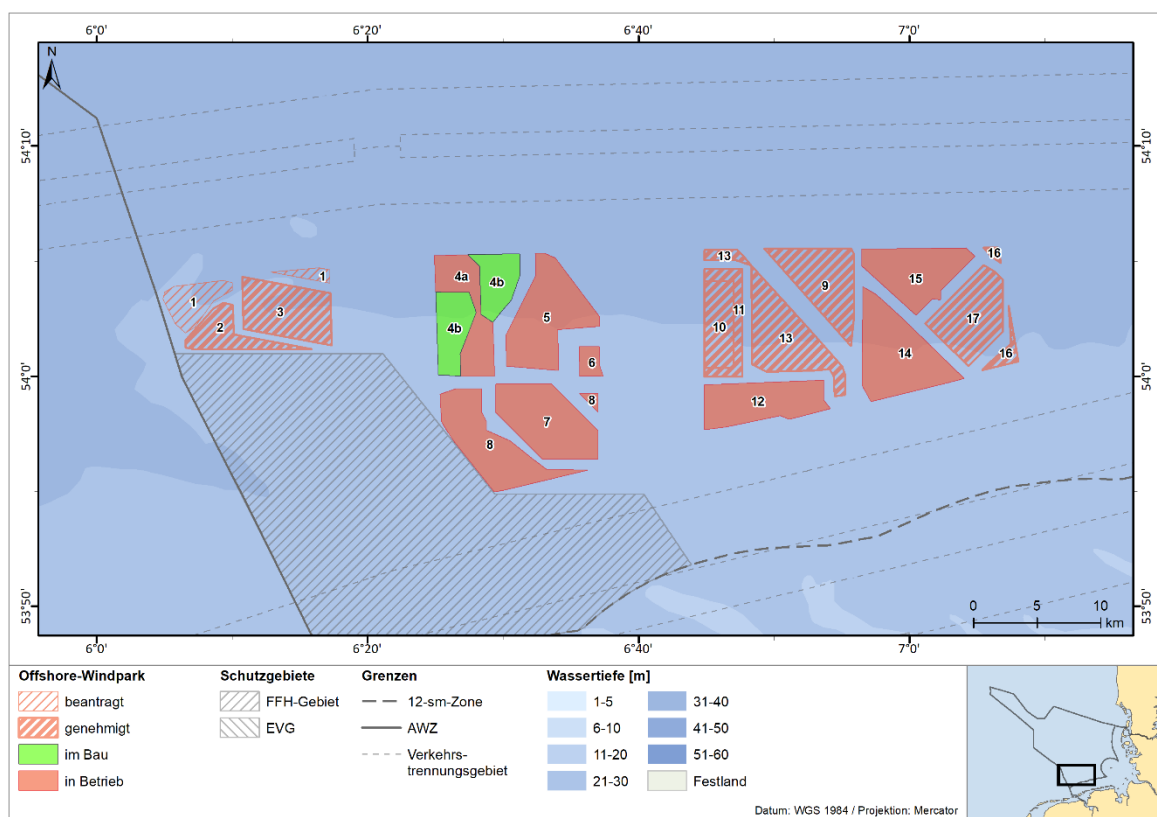


Abb. 2.2 Übersicht über die sich im Cluster ,Nördlich Borkum' befindenden OWP's und Vorhaben mit Angabe des Status (Stand: 2019): (1): Borkum Riffgrund West II, (2): OWP West, (3): Borkum Riffgrund West I, (4a): Trianel Windpark Borkum I, Ausbauphase 1, (4b): Trianel Windpark Borkum II, Ausbauphase 2, (5): Merkur Offshore, (6): alpha ventus, (7): Borkum Riffgrund 1, (8): Borkum Riffgrund 2, (9): Nordsee Two, (10): OWP Delta Nordsee 1, (11): OWP Delta Nordsee 2, (12): Nordsee One, (13): Nordsee Three, (14): Gode Wind 01, (15): Gode Wind 02, (16): Gode Wind 03, (17): Gode Wind 04.

Tab. 2.1 Status der OWPs und Vorhaben des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ im Untersuchungsjahr 2019.

Nr. aus Abb. 2.2	Projekt		Träger		UMBO Daten		Status 2019	
1	Borkum Riffgrund West II	Borkum Riffgrund 3*	Ørsted A/S	Ørsted A/S*	ja		in Planung	
2	OWP West		Ørsted A/S		ja		genehmigt	
3	Borkum Riffgrund West I		Ørsted A/S		ja		genehmigt	
4a	Trianel Windpark Borkum I, Ausbauphase 1		Trianel Windkraftwerk Borkum GmbH & Co.KG		ja		im Betrieb	
4b	Trianel Windpark Borkum II, Ausbauphase 2				ja		im Bau	
5	Merkur Offshore		Merkur Offshore GmbH		ja		im Betrieb	
6	alpha ventus		DOTI GmbH & Co.KG		nein		im Betrieb	
7	Borkum Riffgrund 1		Ørsted A/S		ja		im Betrieb	
8	Borkum Riffgrund 2		Ørsted A/S		ja		im Betrieb	
9	Nordsee Two	N-3.8**	Northland Power /Innogy SE	BSH**	nein		genehmigt	in Vorunter- suchung**
10	OWP Delta Nordsee 1	N-3.6**	E.ON Climate & Renewables GmbH	BSH**	ja	nein**	genehmigt	in Vorunter- suchung**
11	OWP Delta Nordsee 2		E.ON Climate & Renewables GmbH		ja	nein**	genehmigt	
12	Nordsee One		Northland Power / Innogy SE		ja		im Betrieb	
13	Nordsee Three	N-3.5**	Northland Power /Innogy SE	BSH**	nein		genehmigt	in Vorunter- suchung**
14	Gode Wind 01		Ørsted A/S		ja		im Betrieb	
15	Gode Wind 02		Ørsted A/S		ja		im Betrieb	
16	Gode Wind 03	Gode Wind 03*	Ørsted A/S	Ørsted A/S*	ja		genehmigt	
17	Gode Wind 04	N-3.7**	Ørsted A/S		BSH**	nein**		genehmigt
-	Riffgat		Offshore-Windpark Riffgat GmbH & Co.KG		nein		im Betrieb	

* seit September 2019 von Ørsted A/S zusammengefasst

** seit Juni 2019 mit dem FEP 2019 neu ausgewiesen und in Flächenvoruntersuchung

Die folgende Abbildung (Abb. 2.3) zeigt den Status der sich im Untersuchungsjahr 2019 im Bau bzw. im Betrieb befindlichen OWPs zwischen Januar und Dezember 2019.

Nr. aus Abb. 1.2	Projekt	2019											
		Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
4a	TWB, Ausbauphase 1												
4b	TWB, Ausbauphase 2												
5	Merkur Offshore							ab 29.07., vorher im Probebetrieb					
6	alpha ventus												
7	Borkum Riffgrund 1												
8	Borkum Riffgrund 2	ab 08.11.18 in Betrieb gem. EEG					ab 04.06. offiziell in Betrieb						
12	Nordsee One												
14	Gode Wind 01												
15	Gode Wind 02												
-	Riffgat												

 Bau

 Betrieb

Abb. 2.3 Status der OWPs und Vorhaben des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ im Untersuchungsjahr 2019. Die nicht genannten OWPs hatten 2019 den Status „in Planung“ oder „genehmigt“ (Stand 31.12.2019; TWB=Trianel Windpark Borkum).

Zwischen 2013 und 2019 erfolgte eine kontinuierliche Erfassung des Rastvogelbestandes im Cluster ‚Nördlich Borkum‘. Im vorliegenden Abschlussbericht werden zum einen die Ergebnisse der Rastvogelerfassungen für das Jahr 2019 beschrieben. Zum anderen erfolgt ein Vergleich der Untersuchungsjahre 2013 bis 2019.

3 MATERIAL UND METHODEN

3.1 Erfassungsmethodik

3.1.1 Schiffstransekt-Erfassung

Die Rastvögel im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ wurden während Transektfahrten von Beobachtern auf Schiffen erfasst. Es wurden insgesamt zwölf Transekt-Erfassungen zwischen Januar und Dezember 2019 unter Berücksichtigung der Erfassungsbedingungen nach StUK4 (BSH 2013b) durchgeführt. Nach StUK4 und dem Untersuchungsrahmen, sollte jeweils eine Fahrt pro Monat durchgeführt werden. Jedoch konnte im November aufgrund widriger Wetterbedingungen keine vollständige Fahrt stattfinden, daher wurde diese Fahrt im Dezember nachgeholt.

3.1.1.1 Untersuchungsgebiet

Das etwa 1.865 km² große Untersuchungsgebiet wird durch 28 in Nord-Süd-Richtung verlaufende Paralleltransekte abgedeckt. Die Transekte haben einen Abstand von jeweils ca. 3 km. Die Transektlänge beträgt 565,35 km. Die Koordinaten der Transekte sind Tab. A.20 im Anhang zu entnehmen. Die Lage des Untersuchungsgebietes und die Transektverläufe sind in Abb. 3.1 dargestellt.

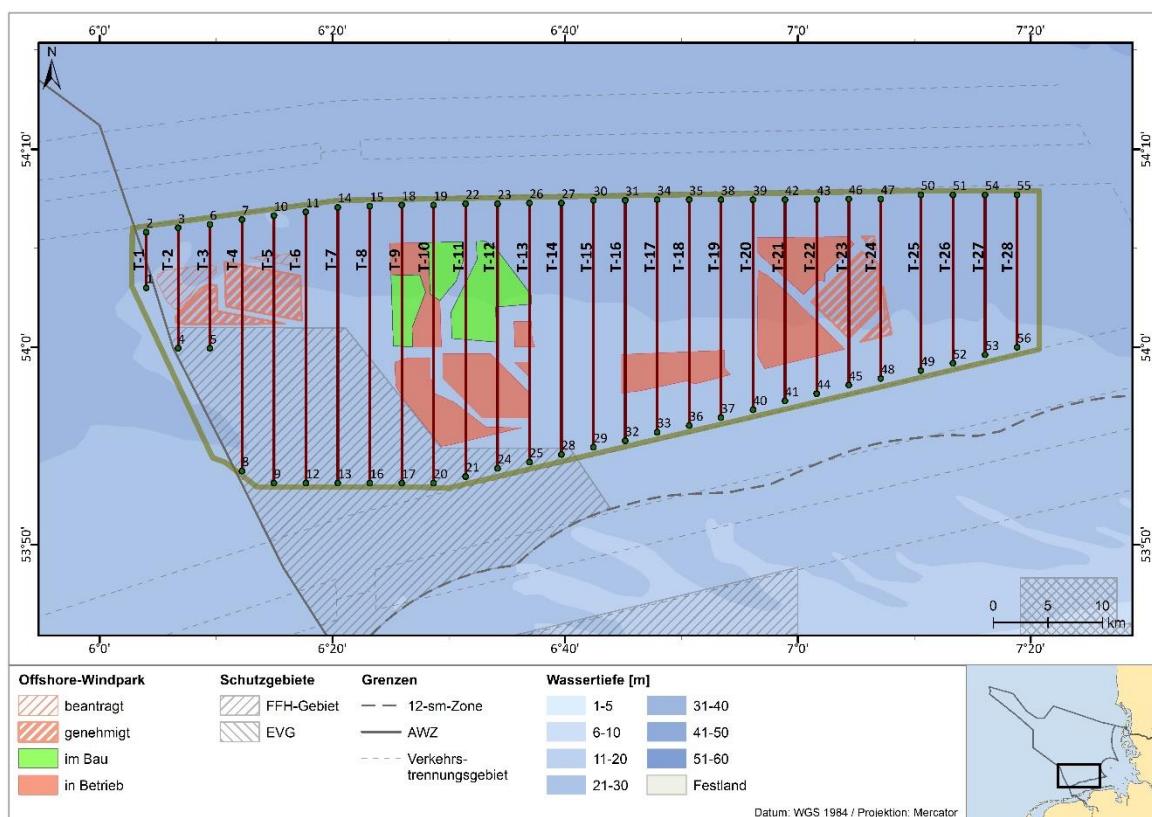


Abb. 3.1 Lage der Schiffstransekte im Untersuchungsgebiet des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ (Stand: Januar 2019).

Das Untersuchungsgebiet befindet sich weniger als 50 km vom deutschen Festland entfernt und weniger als 40 km nördlich der Ostfriesischen Inseln. Es umfasst Wassertiefen von überwiegend 25-35 m. Der jeweilige Ausbaustatus der einzelnen Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ während des Berichtszeitraums findet sich in Abb. 3.1 (siehe Anhangskapitel A.1.1).

Umfang der durchgeführten Untersuchungen/Ausfallzeiten

Aufgrund der Größe des Untersuchungsgebietes wurden zwei Schiffe gleichzeitig eingesetzt, die das Untersuchungsgebiet entlang der Transekte durchquerten. Bei zeitweise ungünstigen Seestate-Bedingungen oder schlechten Sichtverhältnissen wurden einzelne Abschnitte des Untersuchungsgebietes nicht erfasst oder aus der Auswertung ausgeschlossen. Die erfasste Transektstrecke, -fläche und der Abdeckungsgrad des Untersuchungsgebietes pro Fahrt sind in Tab. 3.1 dargestellt. Detaillierte Angaben zu den durchgeführten Transektfahrten sind in Tab. A.20 und Tab. A.21 zusammengestellt.

Tab. 3.1 Erfassungsaufwand sowie erfasste Strecke und Fläche pro Monat bei Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar und Dezember 2019 im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ (Abdeckungsgrad des UGs nach Abzug der wetterbedingt ausgeschlossenen Transektabschnitte).

Monat	Datum	Erfasste Strecke (km)	Erfasste Fläche (km ²)	Abdeckungsgrad des UG (%)
Januar 2019	19./20.01.	528,0	316,8	17,0
Februar 2019	14./15.02.	550,7	330,4	17,7
März 2019	29./30.03.	567,0	340,2	18,2
April 2019	25./26.04.	565,0	339,0	18,2
Mai 2019	14./15.05.	560,8	336,5	18,0
Juni 2019	06./07.06.	550,2	330,1	17,7
Juli 2019	22./23.07.	564,2	338,5	18,2
August 2019	28./29.08.	564,5	338,7	18,2
September 2019	09./10.09.	563,5	338,1	18,1
Oktober 2019	22./23.10.	565,7	339,4	18,2
Dezember 2019 (1. Fahrt)	17./18.12.	517,0	310,2	16,6
Dezember 2019 (2. Fahrt)	27./28.12.	521,7	313,0	16,8
Gesamt	12 Fahrten	6.618,2	3.970,9	Mittel: 17,7

3.1.1.1 Datenerhebung

Die Erfassungen erfolgten in enger Anlehnung an die im Rahmen des European Seabird-at-Sea-Programms (Garthe et al. 2002) angewendete Methodik und gemäß den Richtlinien des BSH nach StUK4 (BSH 2013b). Die Zählungen wurden an Bord der Schiffe ‚Arctic Hunter‘, ‚Arne Tiselius‘, ‚Hydrograf‘, ‚Sölöven‘ und ‚Sverdrupson‘ durchgeführt. Die technischen Daten der Schiffe finden sich im Anhang (Tab. A.22).

Auf der Backbord- und der Steuerbordseite wurden von je zwei Beobachtern in einem 300 m breiten Transekt parallel zur Kiellinie des Schiffes alle schwimmenden und fliegenden Vögel erfasst. Die Begrenzung des Transektbereiches nach hinten, zum Heck des Schiffes, wurde durch eine vom

Standpunkt der beobachtenden Personen senkrecht zur Kiellinie gedachten Linie gebildet. Neben der Artzugehörigkeit wurden, wenn möglich, weitere Informationen wie Alter, Geschlecht, Mauserzustand, Verhalten, Assoziation mit anderen Arten bzw. Schiffen, Flughöhe und Flugrichtung der beobachteten Vögel bestimmt. Für alle schwimmenden Individuen wurde zudem die Entfernung zur Kiellinie geschätzt bzw. einer Entfernungskategorie von A-E zugeteilt (Tab. 3.2), fliegende Vögel erhalten stets den Code F.

Tab. 3.2 Distanzklassen für schwimmende Vögel.

Entfernungsbereich (m)	Band (ESAS-Code)
0 – 50	A
51 – 100	B
101 – 200	C
201 – 300	D
> 300	E

Für fliegende Vögel wurde die sog. Snapshot-Methode verwendet. Hierbei werden nur solche Vögel als „im Transekt“ gewertet, die im Moment des Schnappschusses über dem Teilabschnitt fliegen. Der zur Schnappschuss-Erfassung „gültige“ Abschnitt des Transektes ergibt sich aus der Transektbreite (300 m senkrecht zur Fahrtrichtung) und der Entfernung zwischen dem vorderen und dem hinteren Ende der Strecke, die in einer bestimmten Zeiteinheit durchfahren wird. Grundsätzlich gelten für die Beobachtungen Zählintervalle von 1 min (BSH 2013b). Bei 10 kn wird in einer Minute eine Strecke von ca. 300 m zurückgelegt. Bei Schiffsgeschwindigkeiten zwischen 8 und 12 kn werden gemäß StUK4 zu jeder vollen Minute Schnappschüsse durchgeführt. Die Entfernung des Schnappschuss-Bereichs nach vorne beträgt dann bei 8 kn ca. 250 m und bei 12 kn ca. 370 m. Somit wird i. d. R. auf beiden Seiten des Schiffes ein Transektbereich von 300 m (zur Seite) x 300 m (nach vorne) erfasst. Alle fliegenden Vögel außerhalb dieses Bereiches sowie die nicht zur vollen Minute innerhalb der 300 m fliegenden Vögel befinden sich außerhalb des Transektes. Diese Erfassungsmethode für fliegende Vögel verhindert, dass häufige und besonders schnell fliegende Vögel mengenmäßig überschätzt oder mehrfach gezählt werden (Garthe & Hüppop 1996).

Einige Arten/Artgruppen zeichnen sich dadurch aus, dass sie mitunter sehr weit vor dem Schiff auffliegen (bis zu 1 km) und daher mit bloßem Auge oft übersehen werden. Eine hohe Fluchtdistanz haben z. B. Seetaucher, Trauerenten und Lappentaucher (Bellebaum et al. 2006, Schwemmer et al. 2011). Um diese Arten dennoch zu erfassen, wurde der Bereich in 500 bis 2.500 m Entfernung (in Fahrtrichtung) von je einer Person des Beobacherteams vom Bug des Schiffes mit dem Fernglas abgesucht. Mit zunehmendem Abstand zum Beobachter steigt der Fehler bei Entfernungsschätzungen, die geforderte präzise Entfernungsschätzung senkrecht zur Kiellinie (s. o.) ist daher oftmals nicht möglich. Die weit vor dem Schiff auffliegenden Tiere wurden entweder als „innerhalb“ oder „außerhalb“ des Transektes klassifiziert, da sonst die tatsächlichen Dichten der Tiere möglicherweise deutlich unterschätzt werden. Viele Seetaucher und Trauerenten lassen sich jedoch selbst bei kontinuierlicher Verwendung von Ferngläsern vor dem Schiff nur fliegend entdecken. In solchen Fällen ist nicht zu klären, ob die Vögel aufgefliegen sind oder durch das Zählgebiet flogen.

Zusätzlich zur Erfassung der Vögel im Transekt wurden auch alle Vögel aufgenommen, die sich räumlich und/oder zeitlich außerhalb des Transektes befanden. Hierdurch können auch weniger häufige Arten, die sonst eventuell nicht erfasst werden, berücksichtigt werden. Die Ergebnisse dieser Zählungen gehen jedoch nicht in die Berechnung der monatlichen und saisonalen Dichten ein, sind aber in den Punktabbildungen im Anhang enthalten (Kapitel A.3.3). Neben den Vogelerfassungen wurden in einem 10-minütigen Intervall automatisch per GPS Angaben zur geographischen Position, zum Kurs und zur Geschwindigkeit des Schiffes erhoben. Für jede Stunde (und bei jeder Änderung der Wetterlage oder des Seegangs) wurden Angaben zu den Witterungsbedingungen protokolliert. Darunter fielen Angaben zu Windstärke, Windrichtung, Temperatur, Niederschlag, Sichtweite, Glare (Sonnenreflexion auf der Wasseroberfläche), Wellenhöhe und Seastate. Bei Sicht von ≤ 1 km bzw. einem Seastate über 4 wurden die Untersuchungen abgebrochen bzw. nicht gewertet.

3.1.2 Digitale Flugtransekt-Erfassung

3.1.2.1 Untersuchungsgebiet

Bis einschließlich Januar 2018 hatte das Untersuchungsgebiet der Flugtransekt-Erfassungen eine Ausdehnung von ca. 4.116 km² und war in 26 Transekte, die eine Länge von 14 bis 57 km hatten und jeweils in Nord-Süd-Richtung verliefen, unterteilt (Abb. 3.2). Benachbarte Transekte hatten einen Abstand von ca. 3,4 - 4,1 km. Die Transekt-Gesamtlänge betrug ca. 1.104 km (siehe Anhang Tab. A.23). Das Flugtransektdesign baute auf dem Transektdesign für das Umweltmonitoring zum Bau und Betrieb des OWP ‚alpha ventus‘ auf und entsprach somit einer Erweiterung des Untersuchungskonzeptes von ‚alpha ventus‘, das mit einer Transektstrecke von ca. 519 km ungefähr die Hälfte des Untersuchungsgebietes (2.050 km²) abdeckte (BioConsult SH & IfAÖ 2014).

Seit Februar 2018 wurde nach einem veränderten Transektdesign erfasst (Abb. 3.3), was auch eine Veränderung des Untersuchungsgebietes nach sich zog. Dies diente dem Zweck den Erfassungsaufwand innerhalb der Windparkbereiche zu verbessern. Durch die erhöhte Datenauflösung innerhalb der Windparkbereiche wurde die Auswertbarkeit der Daten verbessert (s. auch Erläuterung in Kapitel 3.2.3.1).

Das neue Untersuchungsgebiet deckt eine Fläche von 3.813 km² ab und ist in 31 Transekte geteilt, die eine Länge von 16 bis 56 km haben. Der Transektabstand variiert zwischen 1,5 und 4,1 km, die Transekt-Gesamtlänge beträgt 1.250 km (Tab. A. 24). In Absprache mit dem BSH wurde die Anzahl der Flüge von neun auf acht pro Jahr reduziert, wobei die Transekt-Gesamtlänge pro Flug erhöht wurde.

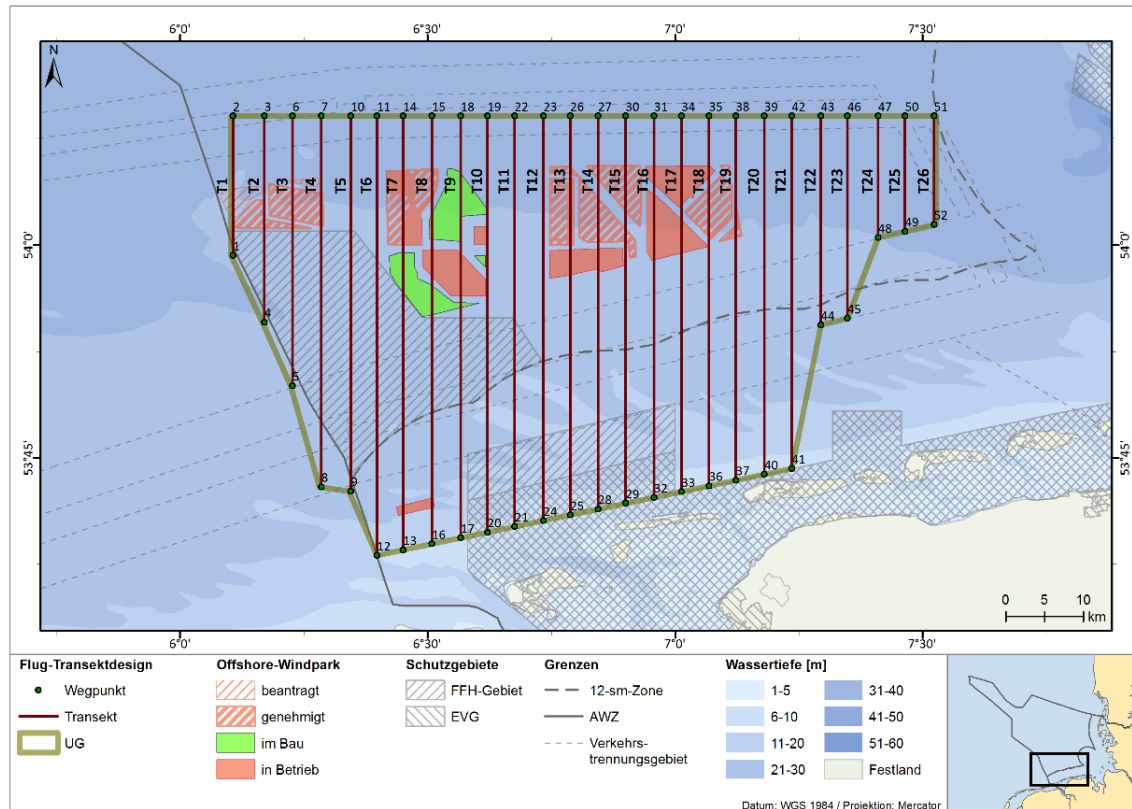


Abb. 3.2 Flugtransekt-Design des Cluster-Monitorings 'Nördlich Borkum' bis einschließlich Januar 2018.

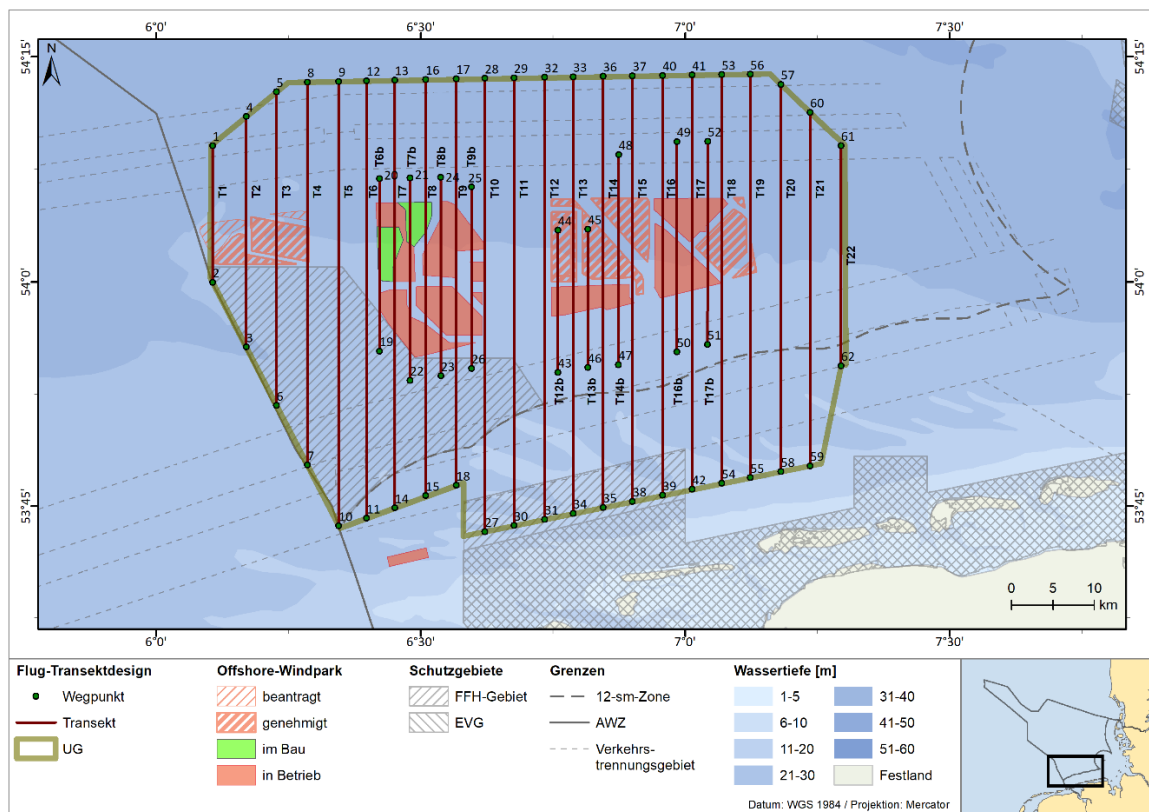


Abb. 3.3 Flugtransekt-Design des Cluster-Monitorings 'Nördlich Borkum' ab Februar 2018 (Ausbaustatus der Windparks Stand 2019).

3.1.2.2 Datenerhebung

Von Januar bis Dezember 2019 wurden insgesamt acht Flüge durchgeführt (Tab. 3.3). Der Abdeckungsgrad des Untersuchungsgebietes lag nach Abzug der wetterbedingt ausgeschlossenen Transektabschnitte zwischen 15,2 und 17,8 %.

Tab. 3.3 Datum, Transektstrecke [km], Aufwand [km²] und Abdeckungsgrad [%] der Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘.

Datum	Transektstrecke [km]	Aufwand [km ²]	Abdeckungsgrad [%]
29.01.2019	1.235,64	669,17	17,5
16.04.2019	1.252,85	673,10	17,6
07.06.2019	1.256,01	680,07	17,8
09.07.2019	1.245,55	579,97	15,2
16.08.2019	1.251,54	665,34	17,4
25.08.2019	1.254,03	673,53	17,7
24.09.2019	1.248,65	677,29	17,8
30.10.2019	1.251,66	678,64	17,8
Gesamt/Mittelwert	9.995,93	5.297,11	17,4

Im Rahmen des Umweltmonitorings des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ erfolgt die Erfassung der marinen Säuger und Rastvögel seit 2014 mit Hilfe digitaler Videotechnik durch das HiDef-System (<http://hidef.bioconsult-sh.de>) nach Weiß et al. (2016) und unterscheidet sich somit methodisch vom 1. Untersuchungsjahr (2013) des Umweltmonitorings, in dem noch konventionelle Flugtransekt-Erfassungen – sogenannte Observerflüge – mit Beobachtern an Bord, durchgeführt wurden (BioConsult SH et al. 2014). Für die digitalen Erfassungsflüge wurde ein zweimotoriges hochflügeliges Propellerflugzeug (Partenavia P 68) bei einer Flughöhe von 1.800 ft (549 m) eingesetzt. Das Flugzeug ist mit einer Vorrichtung ausgestattet, die aus vier hochauflösenden Video-Kamerasystemen besteht und mit ca. sieben Bildern pro Sekunde eine Auflösung von 2 cm an der Meeresoberfläche erzielt. Das Erfassungssystem wurde von der Firma HiDef (<http://hidef.bioconsult-sh.de>) entwickelt. Das Kamerasystem zeigt nicht senkrecht nach unten, sondern wird je nach Sonnenstand leicht in Flugrichtung bzw. gegen diese geneigt. Dadurch werden störende Sonnenreflexionen („Glare“) auf den Aufnahmen effektiv verringert. Die einzelnen Kamerasysteme decken einen Streifen von 143 m (Kamerasystem A und D) bzw. 129 m (Kamerasystem B und C) Breite ab. Um Doppelzählungen einzelner Individuen zu vermeiden, wird zwischen den vier Streifen ein Abstand von jeweils ca. 20 m eingehalten. Daraus ergibt sich eine effektive Streifenbreite von 544 m, die sich auf einer Breite von ca. 604 m verteilt (siehe Abb. 3.4).

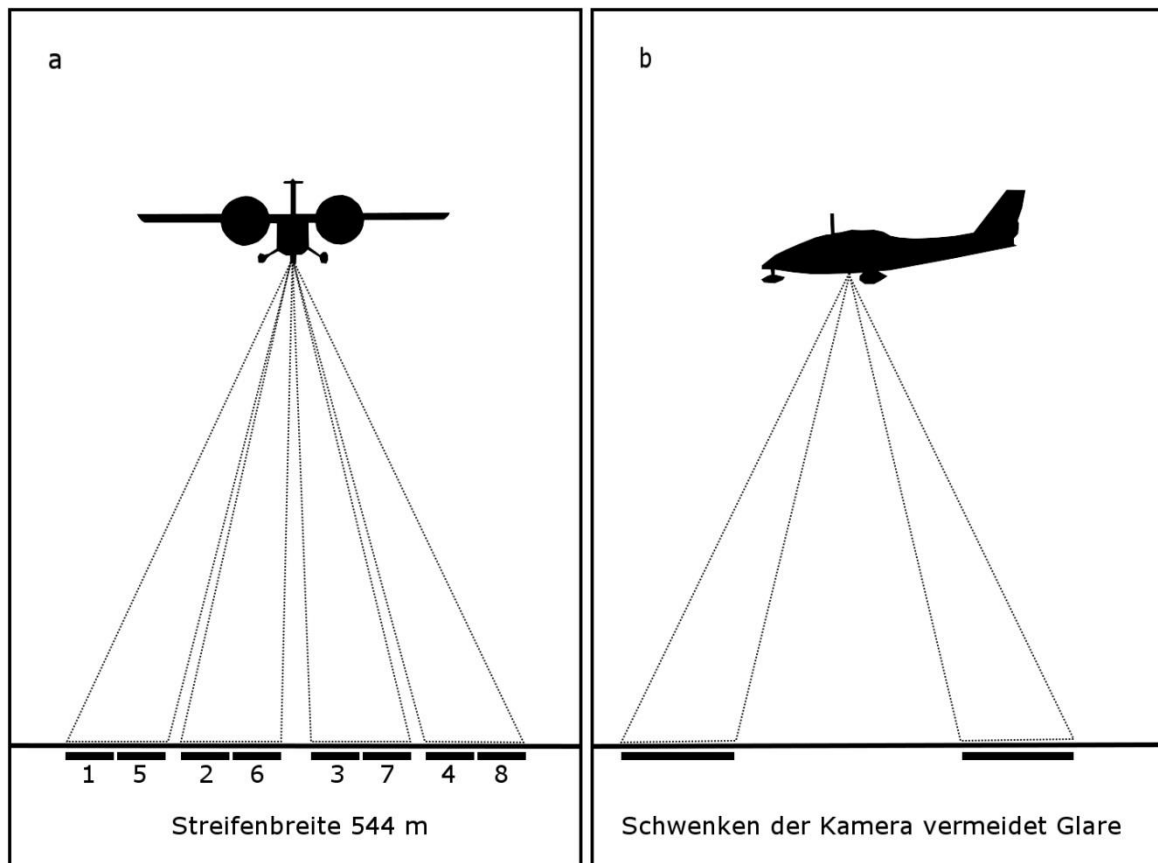


Abb. 3.4 Das HiDef Kamerasystem. Die vier Kameras decken bei einer Flughöhe von 549 m eine effektive Streifenbreite von 544 m Meeresoberfläche ab.

Das Flugzeug flog mit einer Durchschnittsgeschwindigkeit von etwa 220 km/h (120 Knoten). Ein GPS-Gerät (Garmin GPSMap 296) zeichnete dabei jede Sekunde (im Abstand von ca. 60 m) die Position auf, wodurch eine geographische Verortung der erfassten Objekte ermöglicht wird. Die Aufnahmen werden zur späteren Kontrolle und Analyse auf mobilen Festplatten gespeichert.

Die aufgenommenen Videodateien wurden zwecks Analyse mithilfe einer Bilderfassungs- und Verwaltungssoftware (StreamPix) aufbereitet. Dabei wurden die gesamten Aufnahmen im ersten Schritt begutachtet und alle gesichteten Objekte für eine darauffolgende Bestimmung markiert und vorsortiert (Vogel, Säugetier, Schiff, windparkassoziierte Objekte etc.). Um eine gleichbleibend hohe Qualität gewährleisten zu können, wurde ein zufällig ausgewählter Anteil von 20 % jedes Films von einem weiteren Mitarbeiter erneut bearbeitet. Lag die Übereinstimmung beider Gutachter bei über 90 %, so wurden Unstimmigkeiten nachbestimmt und der Film für den nächsten Analyseschritt zugelassen. Bei weniger als 90 % Übereinstimmung, wurde der Film komplett neu bearbeitet. Videoabschnitte, die aufgrund von Gegenlicht oder Wolken nicht auswertbar waren, wurden markiert und flossen nicht in die folgenden Auswertungsschritte ein.

Nach der Vorbestimmung der zu identifizierenden Objekte wurden alle markierten Objekte von erfahrenen Beobachtern, sofern möglich, auf Artniveau bestimmt. Zusätzlich wurden Position, Alter, Verhalten (schwimmend, fliegend) und Flugrichtung aufgenommen. In Abständen von 500 Bildern (ca. 4 km) wurden anhand der Bilddateien die Umweltparameter Lufttrübung, Seegang, Sonnenreflexion und Wassertrübung notiert. In einem zweiten Schritt der Qualitätskontrolle

wurden 20 % der bestimmten Objekte von einem zweiten Gutachter nachbestimmt. Alle Diskrepanzen zwischen erstem und zweitem Bestimmungsprozess wurden von einem dritten Gutachter ein weiteres Mal geprüft. Bei einer Übereinstimmung von mindestens 90 % wurden die erhobenen Daten für eine weitere Analyse freigegeben. Betrug die Übereinstimmung weniger als 90 %, wurden systematische Fehler (z. B. Probleme bei der Bestimmung bestimmter Artgruppen) korrigiert und alle gesichteten Objekte des jeweiligen Films erneut bestimmt.

3.2 Auswertungsmethodik

Bei den im Untersuchungsgebiet auftretenden Rastvögeln wurden für alle relevanten Rastvogelarten bzw. -artgruppen Dichten (Individuen/km²) ermittelt. Als „relevante“ Arten/Artgruppen wurden entsprechend der Vorgaben des StUK4 (BSH 2013b) solche Arten definiert, die im Anhang I der Vogelschutzrichtlinie (EU-VSchRL) aufgeführt sind, sowie Arten, die im Untersuchungsgebiet häufig vorkommen oder lebensraumtypisch sind (Tab. 3.5). Bei selten auftretenden Taxa ist eine quantitative Auswertung nicht sinnvoll. Alle erfassten Arten sowie ihre Individuenzahlen sind im Anhang (Tab. A. 25 und Tab. A.26) aufgeführt.

3.2.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Für Dichteberechnungen wurden ausschließlich gültige Transektabschnitte und Sichtungen innerhalb des Transektes verwendet. Des Weiteren wurden Messpunkte aus der Auswertung ausgeschlossen, die bei einem Seastate > 4 oder einer Sicht ≤ 1 km aufgenommen wurden. Die Zahl der erfassten schwimmenden Individuen aus den Schiffstransekt-Erfassungen wurde in Bezug auf Erfassungsfehler korrigiert (siehe Tab. 3.4).

Für die häufigsten Rastvogelarten bzw. -artgruppen sowie für die gemäß StUK4 (BSH 2013b) relevanten Arten/Artgruppen wurden die monatlichen Dichten (Individuen/km²) berechnet. Hierzu wurde die Anzahl aller innerhalb des Transektes gezählten Vögel pro Art/Artgruppe (unter Berücksichtigung der Korrekturfaktoren für schwimmende/tauchende Vögel, s. u.) im Bezugsmonat durch die jeweilige Flächensumme des entsprechenden Beobachtungsmonats dividiert. Analog dazu wurden für die erfassten Arten/Artgruppen auch anhand der artspezifischen Jahreszeiten mittlere saisonale Dichten berechnet. Hierbei wurde gemäß StUK4 (BSH 2013b) die Saisoneinteilung nach Garthe et al. (2007) verwendet. Die Ausfahrten pro Saison sind in den jeweiligen Tabellen im Ergebnisteil enthalten.

Um die räumliche Verteilung der Rastvögel darzustellen, wurde das Untersuchungsgebiet gemäß StUK4 (BSH 2013b) mit einem Gitternetz von 158 Rasterzellen mit 2' nördlicher Breite x 3' östlicher Länge (ca. 12 km²) überzogen. Für die ausgewählten Arten/Artgruppen wurden die saisonalen Dichten pro Rasterzelle berechnet (je Saison wurde die Individuenzahl pro Rasterzelle dividiert durch die erfasste Fläche pro Rasterzelle) und in Rasterdichtekarten dargestellt. Alle Saisons wurden pro Art in einer Rasterdichtekarte dargestellt. Für Arten, bei denen einzelne Saisons ohne Datenaufnahme vorlagen, wurden die Rasterzellen in den jeweiligen Dichtekarten nicht abgebildet. Im Anhang sind darüber hinaus Punktsichtungskarten pro Monat abgebildet (Kapitel A.3.3). In den Punktsichtungskarten sind alle Sichtungen abgebildet, sofern in einem Monat mehr als drei Individuen einer Art im Transekt nachgewiesen wurden.

Korrekturfaktoren

Da schwimmende Vögel mit zunehmender Entfernung vom Beobachter leichter übersehen werden, werden die erfassten Individuenzahlen mit einem Korrekturfaktor angepasst (Stone et al. 1995, Buckland et al. 2001, Garthe 2003, Garthe et al. 2007). Da die Sichtbarkeit in der Entfernung sowohl von der Größe, Färbung und Kontrastierung als auch bei einigen Arten vom Tauchverhalten abhängt, nehmen die Korrekturfaktoren von Art zu Art unterschiedliche Werte an (Stone et al. 1995). Korrigiert werden nur die Zahlen der schwimmenden und tauchenden Tiere (Garthe 2003, Garthe et al. 2007), nicht die der fliegenden Vögel. Die für die Korrektur der Bestandsdichten herangezogenen Faktoren sind in Tab. 3.4 dargestellt. Der in Garthe et al. (2007) fehlende Korrekturfaktor für Seetaucher aus den Schiffstransekt-Untersuchungen wurde durch den entsprechenden Faktor aus Garthe (2003) ersetzt.

Tab. 3.4 Korrekturfaktoren für schwimmende/tauchende Vögel nach Werten aus der Literatur (Stone et al. 1995, Garthe 2003, Garthe et al. 2007) sowie die für die Berechnungen der Bestandszahlen verwendeten Korrekturfaktoren. Die in diesem Gutachten verwendeten Korrekturfaktoren sind fett gedruckt.

Korrekturfaktoren	nach Stone et al. 1995	nach Garthe 2003	nach Garthe et al. 2007	für die folgenden Berechnungen verwendete Korrekturfaktoren
Seetaucher	1,3	1,4	keine Angabe	1,4
Eissturmvogel	1,1	keine Angabe	1,4	1,4
Basstölpel	1	1,1	1,3	1,3
Kormoran	1,1	keine Angabe	1,1	1,1
Trauerente	1	1,2	1,2	1,2
Zwergmöwe	1,4	1,4	1,4	1,4
Lachmöwe	1,4	keine Angabe	1,3	1,3
Sturmmöwe	1,4	1,2	1,3	1,3
Heringsmöwe	1,4	1,1	1,3	1,3
Silbermöwe	1,4	keine Angabe	1,1	1,1
Mantelmöwe	1,4	1,1	1,3	1,3
Dreizehenmöwe	1,4	1,4	1,4	1,4
Seeschwalben	1,7	keine Angabe	1,3	1,3
Alkenvögel	1,5	1,5	1,5	1,5

3.2.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Analog zu den Schiffstransekt-Erfassungen wurden aus den erfassten Daten für jede relevante Art oder Artgruppe (siehe Abschnitt Ergebnisse 4.1) die monatlichen und saisonalen Bestandsdichten berechnet. Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden, im Gegensatz zu den Schiffstransekt-Erfassungen, keine Korrekturfaktoren verwendet, da davon auszugehen ist, dass bei der Bestimmung von Bildmaterial alle Individuen auf den Bildern erfasst werden. Außerdem wurde die

räumliche Verteilung pro Jahreszeit (Einteilung nach Garthe et al. 2007) ermittelt. Zusätzlich zu diesen durch das StUK4 (BSH 2013b) vorgeschriebenen Auswertungen wurde eine Analyse der Auswirkungen durch Bau und Betrieb der OWPs (Gradientenanalyse) für ausgewählte Arten durchgeführt.

Für die häufigsten Vogelarten bzw. -gruppen sowie für die nach StUK4 (BSH 2013b) relevanten Arten wurde die räumliche Verteilung der saisonalen Dichten in Rasterdichtekarten dargestellt. Für die Darstellung der räumlichen Verteilung wurde ein Gitternetz über das Untersuchungsgebiet gelegt, dessen Rasterzellen am geografischen Gitternetz ausgerichtet wurden. Die Kantenlänge der einzelnen Zellen besteht aus Quadraten mit Kantenlängen von 4 km (entspricht etwa dem regulären Transektabstand, Zwischentransekte nach Januar 2018 ausgenommen).

3.2.3 Analyse der Auswirkungen durch Bau und Betrieb

Um zu überprüfen, ob einzelne Arten oder Artgruppen eine Reaktion (Meidung/Attraktion) gegenüber OWPs zeigen und um potentielle Effektradien abzuschätzen, wurde eine statistische Auswertung der Häufigkeit ausgewählter Rastvogelarten in Abhängigkeit der Entfernung zum OWP durchgeführt (im Folgenden als Gradientenanalyse bezeichnet). Ziel dieser Analyse ist es, den Einfluss der OWPs auf die Häufigkeitsverteilung ausgewählter Arten oder Artgruppen zu modellieren und damit einen potentiellen Lebensraumverlust oder eine möglicherweise verstärkte Gebietsnutzung durch Rastvögel während des Baus und Betriebs der Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zu ermitteln. Die berechneten Gradienten der Häufigkeit von Arten bzw. Artgruppen beziehen sich auf die Entfernung zu OWPs innerhalb des Clusters.

Bei der Beurteilung potentieller Auswirkungen auf Rastvögel ist der aktuelle Status der OWPs zu berücksichtigen. In diesem Bericht wird zwischen der Basiserfassung, der Bauphase und der Betriebsphase unterschieden (Abb. 3.5). Die Einteilung der jeweiligen Phasen ergibt sich wie folgt:

Basiserfassung: Zeitraum vor Errichtung der ersten Struktur im betrachteten OWP.

Bauphase: Beginnt mit vorbereitenden Maßnahmen zur Gründung des ersten Fundaments und dauert (abweichend zur Definition des BSH, s. u.) bis zur Fertigstellung der letzten WEA an.

Betriebsphase: Beginnt mit dem Abschluss der Installation der letzten WEA (abweichend zur Definition des BSH, s. u.). Die Definition begründet sich darin, dass die für Seevögel potentiell auslösende Störung aus der Präsenz des Bauwerks einer WEA resultiert, unabhängig davon, ob ein Netzanschluss besteht oder nicht.

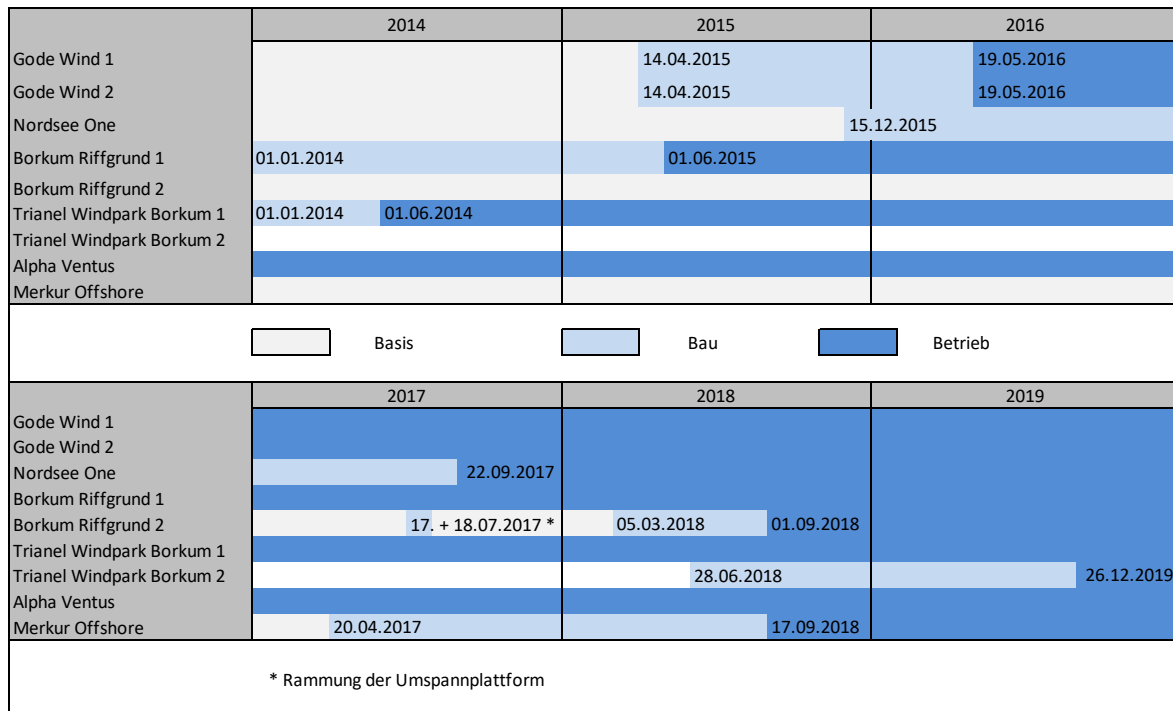


Abb. 3.5 Phasen der OWPs im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ im Erfassungszeitraum. Als Betriebsbeginn wurde hier, abweichend zu Abb. 2.3 und zur Definition des BSH, die Fertigstellung aller WEA im jeweiligen OWP zugrunde gelegt. * Bei ‚Borkum Riffgrund 2‘ wurde vor Beginn der eigentlichen Bauphase der WEA (05.03.2018) am 17. und 18.07.2017 eine Umspannplattform errichtet, diese Bauaktivität wird (wie auch im Vorjahr) in der Analyse nicht berücksichtigt.

Die Auswertung der Basisdaten erfolgte nur für Flächen, auf denen im Betrachtungszeitraum der Gradientenanalyse (März 2014 bis Dezember 2019 mit dem Errichten von WEA begonnen wurde. Das sind im vorliegenden Bericht die Windparks ‚Gode Wind 01‘, ‚Gode Wind 02‘ und ‚Nordsee One‘. Aufgrund der Nähe zu im Bau/in Betrieb befindlichen Windparks, konnte für die OWPs ‚Merkur‘, ‚Borkum Riffgrund 2‘ und ‚Trianel Windpark Borkum 2‘ die Basisphase nicht berücksichtigt werden. Alle anderen Windparks, die in der Gradientenanalyse betrachtet wurden, befanden sich im März 2014 bereits in der Bau- oder Betriebsphase, hier waren keine Basisdaten verfügbar.

Der Zeitraum zwischen Installation der letzten WEA und dem Zeitpunkt, ab dem mindestens 80 % der Anlagen Strom liefern (entsprechend der BSH-Definition zum Umweltmonitoring) ist häufig variabel. Im Rahmen einer konservativen Einschätzung wurde in der vorliegenden Analyse hiervon abweichend der Abschluss der Installation als Beginn der Betriebsphase festgelegt.

In Abb. 3.5 ist die zeitliche Einordnung der unterschiedlichen OWPs dargestellt.

Der OWP ‚Riffgat‘ wurde nicht in die Analyse der Auswirkungen miteinbezogen, da er nicht Bestandteil des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ ist und in weitem Abstand zu den übrigen OWPs liegt.

Es wurden Arten bzw. Artgruppen in die Gradientenanalyse einbezogen, die in ausreichend großer Anzahl im Untersuchungsgebiet vorkommen. Seetaucher, Seeschwalben und Alkenvögel wurden als jeweilige Artgruppen zusammengefasst. Die Analyse wurde somit für Seetaucher, Basstölpel, Heringsmöwe, Sturmmöwe, Dreizehenmöwe, Zwergmöwe, Seeschwalben und Alkenvögel durchgeführt. Da einige dieser Arten häufig in Trupps stark variierender Größe vorkommen

(z. B. Möwen, Seeschwalben), wurde bei den Gradientenanalysen der Schiffstransekt-Erfassungen die Anzahl der Trupps („Sichtungen“) anstelle der Individuenzahl als unabhängige Variable verwendet. Auf diese Weise wird ein potentiell großer Einfluss einzelner Trupps in Form von Ausreißern auf das Ergebnis der Modelle vermieden. Bei den digitalen Flugtransekt-Erfassungen wurde für die Modellierung immer die Anzahl der beobachteten Individuen verwendet, da die Zuordnung zu Trupps in der Erfassung mittels HiDef von der Truppuweisung der Schiffstransekt-Erfassungen abweicht. Dies ist darin begründet, dass zwischen den Kamerabildern des HiDef-Systems mehrere Meter Abstand liegen und die erfassten Gruppen dadurch gegebenenfalls nur anteilig erfasst werden.

Wie bereits in der Methodik der Schiffstransekt-Erfassungen beschrieben, reagieren insbesondere Seetaucher mit Fluchtverhalten auf herannahende Schiffe. Ein Großteil der Tiere fliegt bereits in einem Abstand von bis zu einem Kilometer vor dem Schiff auf (Bellebaum et al. 2006, Schwemmer et al. 2011). Diese Vögel werden daher im Rahmen der Transektzählung vom Schiff gesondert über eine Voraussuche mit dem Fernglas erfasst (siehe Methodenbeschreibung, Kapitel 3.1.1). Ein Großteil der Seetaucher wird auf diese Weise auffliegend oder bereits fliegend erfasst, was eine genaue Positionszuordnung dieser Vögel erschwert. Eine Datenanalyse hinsichtlich eines potentiellen Effektabstandes zu OWPs lässt sich für Seetaucher anhand von Daten, die vom Schiff aus erhoben wurden, nur mit einer hohen Unsicherheit durchführen. Auf eine Analyse der bau- bzw. betriebsbedingten Einflüsse auf Seetaucher auf Basis von Schiffsdaten wurde daher verzichtet.

Die Termine von Bau- und Betriebsbeginn unterschieden sich zwischen den Windparks (Abb. 3.5). Die Errichtung der finalen WEA im jeweiligen OWP gibt nach obiger Definition die Grenze zwischen Bau- und Betriebsphase vor. Abb. 3.5 zeigt, dass es Überschneidungen der Basis-, Bau- und Betriebsphase zwischen den einzelnen OWPs gibt. Um die Effekte den entsprechenden Phasen zuzuordnen, wurde nur der Einfluss von OWPs, die sich zum Zeitpunkt der Erfassung in der gleichen Phase befanden, berücksichtigt. Um den Einfluss benachbarter Windparks, die sich zum Zeitpunkt der Erfassung in unterschiedlichen Phasen befanden, auszuschließen, wurden für die Auswertung Pufferzonen um die OWPs definiert. Die Daten aus den Pufferzonen wurden aus der Analyse der jeweiligen Phase ausgeschlossen, wenn sich der gepufferte Windpark zum betrachteten Zeitpunkt in einer anderen Phase befand. Dies erfolgte beispielsweise, wenn die Bauphase betrachtet wurde und sich der gepufferte Windpark in diesem Zeitraum bereits in Betrieb befand (Abb. 3.6).

Für OWPs im Bau wurde eine Pufferzone von 5 km und für OWPs im Betrieb eine Pufferzone von 10 km gewählt, um der erwarteten Effektstärke der jeweiligen Phase gerecht zu werden. Es wird davon ausgegangen, dass Effekte von vertikalen Hindernissen in Form von WEA stärker sind als die Effekte der Bauaktivität. Um sicherzustellen, dass Sichtungen innerhalb eines Windparks nicht durch den Pufferbereich des benachbarten Windparks verdeckt werden, wurde der Pufferbereich zwischen benachbarten Windparks durch eine Äquidistanzlinie ersetzt. An dieser Linie wurden die Puffer gekappt und alle Beobachtungen, die näher am betrachteten OWP lagen, mit in die Auswertung genommen (Abb. 3.6). Anschließend wurden die ermittelten Daten der einzelnen OWPs und jeweiligen Zeitabschnitte zusammengefasst und den einzelnen Phasen (Basis, Bau, Betrieb) zugeordnet.

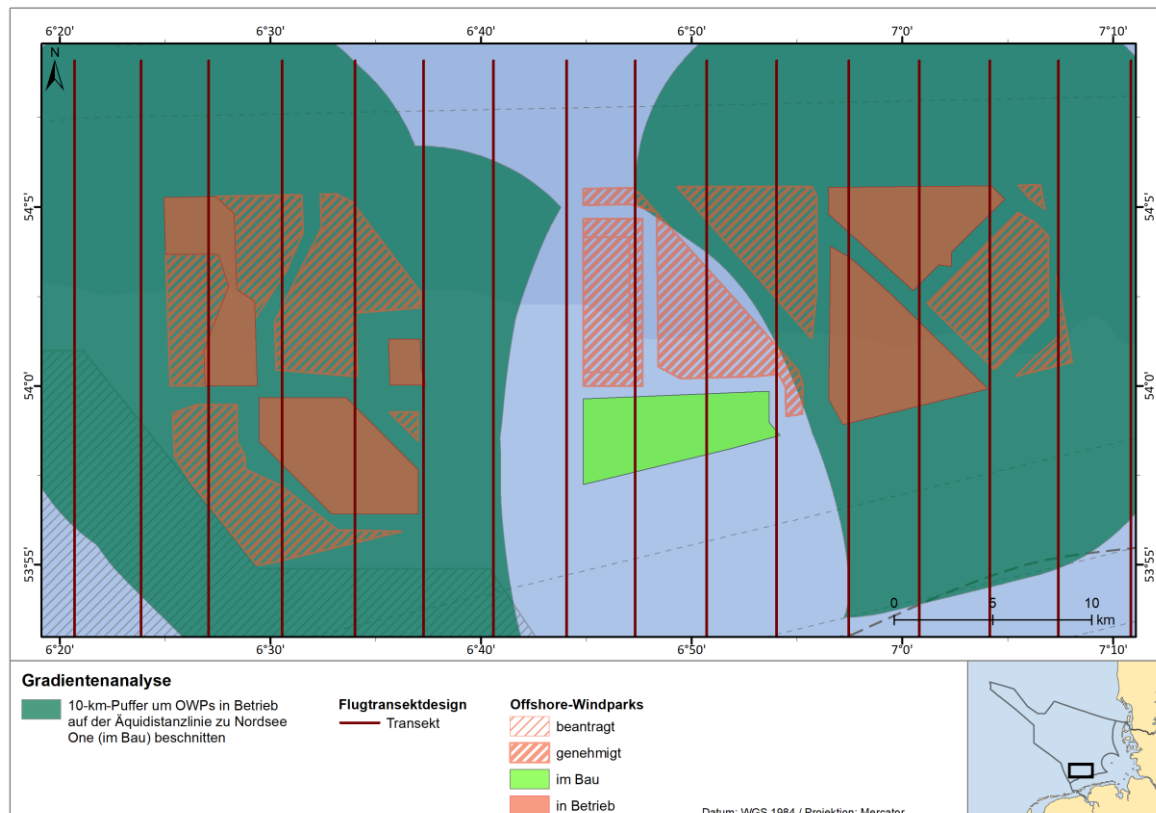


Abb. 3.6 Beispielhafte Darstellung der Pufferverteilung in der anteiligen Bauphase von ‚Nordsee One‘ für September 2016. ‚alpha ventus‘, ‚Borkum Riffgrund 1‘, ‚Trianel Windpark Borkum‘, ‚Gode Wind 1‘ und ‚Gode Wind 2‘ befanden sich zu diesem Zeitpunkt bereits in der Betriebsphase, während ‚Nordsee One‘ noch gebaut wurde. Um baubedingte Auswirkungen von betriebsbedingten Auswirkungen besser trennen zu können, wurden Daten, die in diesem Zeitraum innerhalb der Pufferzone (dunkelgrün) erfasst wurden, von der Analyse baubedingter Auswirkungen ausgeschlossen. An der Grenze zu ‚Nordsee One‘ wurde der Pufferbereich durch eine Äquidistanzlinie beschnitten.

Aufgrund der unterschiedlich großen Untersuchungsgebiete der jeweiligen Erfassungsmethode wurde für die Daten der Schiffstransekt-Erfassungen ein Gebiet bis 8 km um die jeweiligen Windparks und für die Daten der Flugtransekt-Erfassungen ein Gebiet bis 10 km um die jeweiligen Windparks betrachtet. Hiervon ausgenommen sind Seetaucher, da frühere Studien bereits auf Meideabstände zu OWPs von 1,5 bis 5 - 6 km hinweisen (Petersen et al. 2014, Welcker & Nehls 2016). Entsprechend wurde hier ein größerer Bereich bis 16 km um die OWPs betrachtet.

Es ist davon auszugehen, dass der betrachtete Bereich bis 8 km oder 10 km bzw. 16 km Entfernung vom Windpark für die meisten Arten relativ unbeeinflusst von abiotischen Gradienten, die Auswirkungen auf das Vorkommen einiger Arten haben könnten (z. B. Wassertiefe, Abstand zur Küste etc.), ist. Für manche Arten ist allerdings der Zusammenhang zwischen dem Vorkommen und Parametern wie z. B. Wassertiefe sehr ausgeprägt. Die begleitende Analyse der Basiserfassung ermöglicht die Identifizierung von natürlichen Verbreitungsmustern der betrachteten Arten, die in Zusammenhang mit abiotischen Gegebenheiten im untersuchten Gebiet stehen. Entsprechend können die Ergebnisse der Analyse von Bau- und Betriebsphase in diesem Zusammenhang interpretiert und Meide- bzw. Attraktionsreaktionen besser von natürlichen Verteilungsmustern abgegrenzt werden.

Allerdings konnte im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ die Basisphase nur für die Windparks ‚Gode Wind 01‘, ‚Gode Wind 02‘ und ‚Nordsee One‘ ausgewertet werden, während die Auswertung der Bau- und Betriebsphase die Windparks ‚alpha ventus‘, ‚Borkum Riffgrund 1‘, ‚Borkum Riffgrund 2‘, ‚Trianel Windpark Borkum 1‘, ‚Trianel Windpark Borkum 2‘, ‚Gode Wind 01‘, ‚Gode Wind 02‘, ‚Nordsee One‘ und ‚Merkur Offshore‘ umfasst. Dieser Umstand schränkt die direkte Vergleichbarkeit der verschiedenen Phasen etwas ein.

3.2.3.1 Gradientenanalyse

Berechnung des Erfassungsaufwands pro Abstandsband zum Windpark

Für alle Erfassungen (Flug und Schiff) wurde der Erfassungsaufwand im jeweiligen Abstand um die OWPs berechnet. Dazu wurde das jeweilige Untersuchungsgebiet, ausgehend von der äußeren Umrandung der jeweiligen Windparks sowohl nach außen als auch nach innen (bis zum jeweiligen Zentrum), in 10 m breite Bänder unterteilt (Abb. 3.7). Abhängig davon, wie oft ein jeweiliges Band von einer Transektlinie geschnitten wird und in welchem Winkel die Transektlinie das jeweilige Band schneidet, weisen die jeweiligen 10-m-Bänder einen unterschiedlichen Erfassungsaufwand auf.

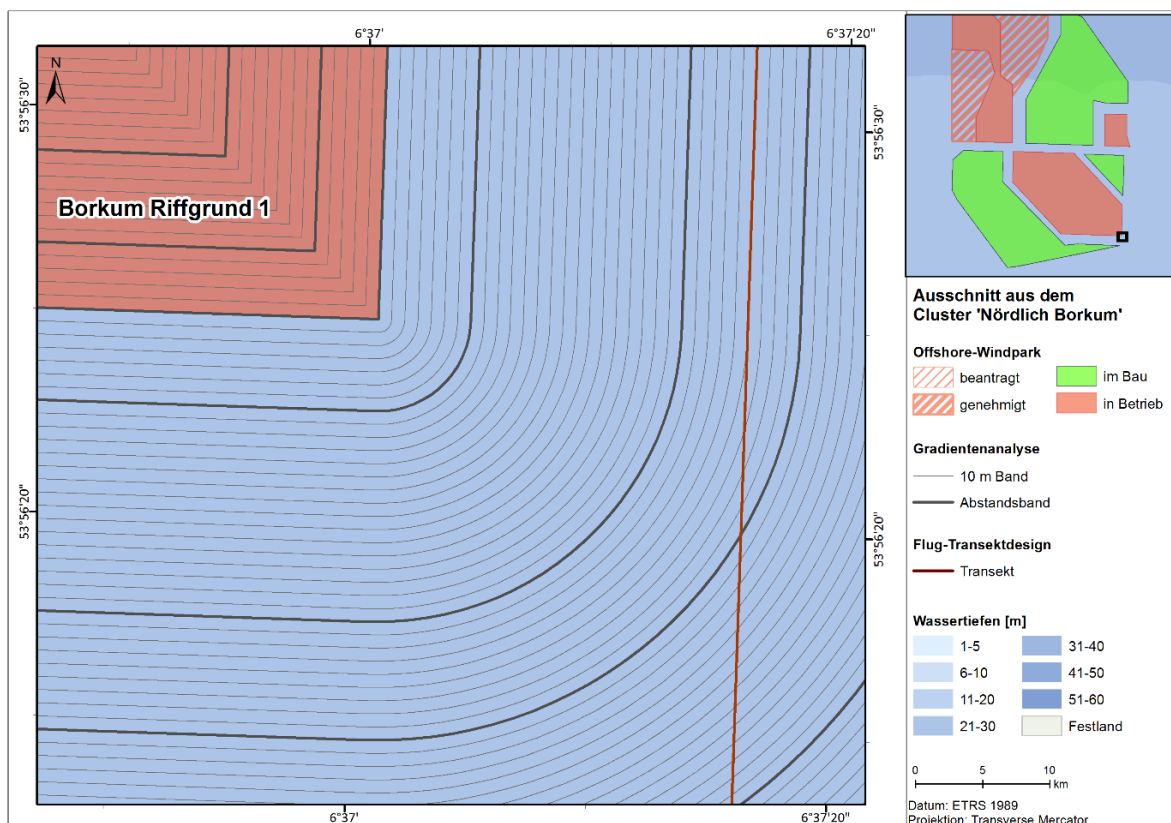


Abb. 3.7 Darstellung der 10-m-Bänder (schmale schwarze Linien) und der daraus resultierenden Abstandsbander (breite schwarze Bänder) von der Windparkgrenze ausgehend sowohl nach außen als auch nach innen.

Für die nachfolgende Analyse bau- bzw. betriebsbedingter Effekte ist die Vergleichbarkeit der Daten unterschiedlicher Abstände zum Windpark relevant. Eine Korrektur der Beobachtungen in

Abhängigkeit zum Erfassungsaufwand ist notwendig, um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Entsprechend wurden die zuvor ermittelten 10-m-Bänder zu Abstandsbändern gleichen Erfassungsaufwandes zusammengefasst (siehe auch Abb. 3.7). Der aufsummierte Erfassungsaufwand liegt somit in jedem Abstandsband bei einer vorab festgelegten Erfassungstrecke, die für diese Auswertung auf 50 km mit einer maximalen Abweichung von 10 % festgelegt wurde. Die Breite der Abstandsbänder ist damit vom Erfassungsaufwand in dem entsprechenden Gebiet abhängig. Daraus folgt, dass die innerhalb der OWPs befindlichen 10-m-Bänder aufgrund relativ weniger Transektabschnitte nur einen relativ geringen Erfassungsaufwand aufweisen wohingegen 10-m-Bänder die sich weiter von den OWPs entfernt befinden entsprechend längere Transektstrecken beinhalten und somit einen größeren Erfassungsaufwand aufweisen. Der Erfassungsaufwand pro 10-m-Band steigt also mit Abstand zum OWP.

Daraus folgt, dass zur Berechnung des vorgegebenen Erfassungsaufwands von 50 km $\pm$ 5 km des jeweiligen Abstandsbandes nahe und in den OWPs prinzipiell mehr 10-m-Bänder zusammengefasst werden mussten, als weiter entfernt und die Abstandsbänder gleichen Erfassungsaufwandes mit der Entfernung zur OWP-Fläche immer schmäler werden (vergl. Abb. 3.8). Dadurch stehen im direkten OWP-Bereich nur wenige Datenpunkte für die Berechnung von Gradienten zur Verfügung, während in größerer Entfernung viele Datenpunkte vorliegen. Entsprechend ist die Auflösung der Punkte innerhalb und im Nahbereich der OWPs geringer als in weiterer Entfernung. Aus diesem Grund wurde ab Februar 2018 ein verändertes Flugtransektdesign verwendet, welches durch zusätzliche Transekte den Erfassungsaufwand im direkten OWP-Bereich erhöht, und somit die Auflösung der Datenpunkte verbessert.

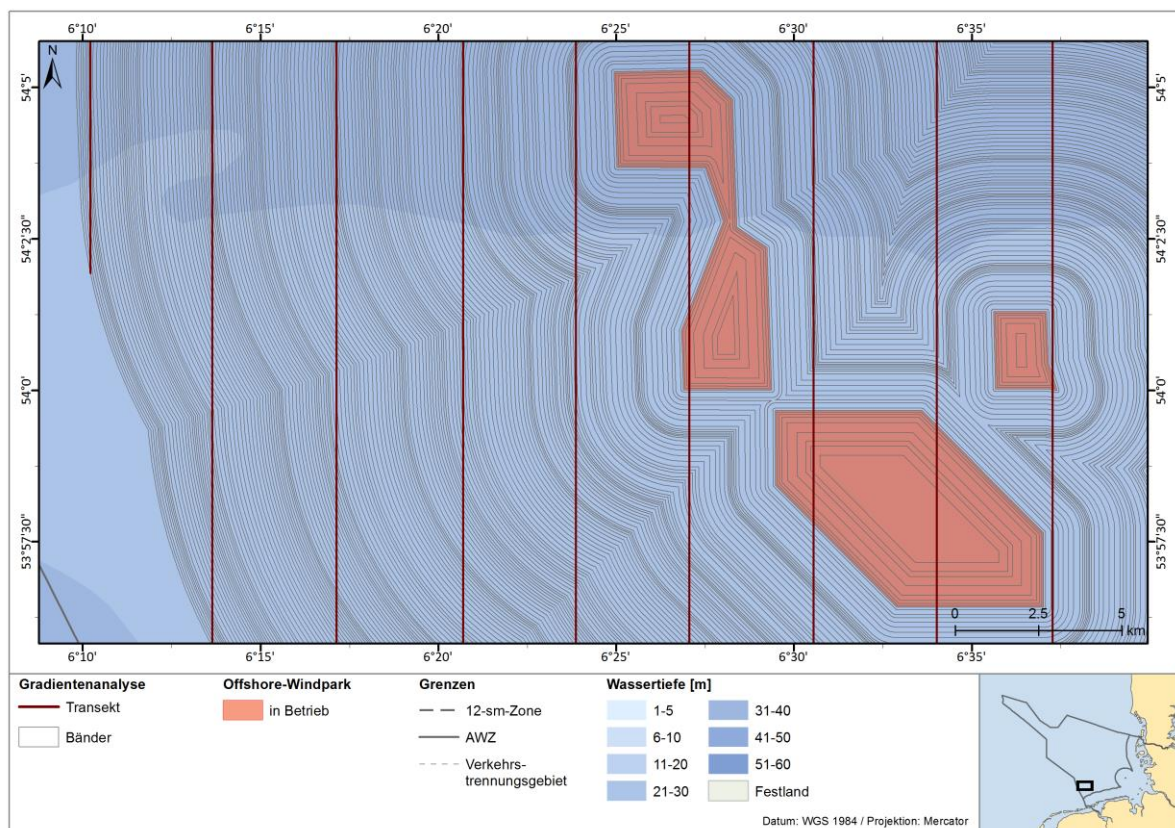


Abb. 3.8 Beispielhafte Darstellung der Abstandsbänder mit gleichem Erfassungsaufwand von 50 km Transektstrecke um die einzelnen OWPs des Clusters ‚Nördlich Borkum‘.

Berechnung der Individuenzahlen bzw. Sichtungen pro Band

Für jedes Abstandsband wurde die Anzahl aller Individuen bzw. Sichtungen pro Art ermittelt, die in dieser Fläche im Erfassungszeitraum (pro Phase) festgestellt wurde. Der Erfassungsaufwand über alle Abstandsbänder weicht um maximal 10 % ab. Entsprechend können die Anzahl der Individuen bzw. der Sichtungen zwischen den Abstandsbändern direkt miteinander verglichen werden.

Da die festgelegten Abstandsbereiche um die jeweiligen OWPs verlaufen, können im betrachteten Gebiet verlaufende abiotische Gradienten (z. B. Wassertiefe, Abstand zur Küste etc.) vernachlässigt werden, da durch den umschließenden Verlauf verschiedene Bereiche innerhalb des Gradienten abgedeckt werden. Wenn beispielsweise die Wassertiefe im jeweilig analysierten Gebiet eine graduelle Veränderung zur Küste hin aufweist, werden pro Abstandsband flache und tiefe Wasserbereiche (z. B. nördlich und südlich der OWPs) zusammengefasst. In der Auswertung kann daher ein Zusammenhang in der Verteilung der Vögel mit natürlich auftretenden Gradienten mit größerer Gewissheit ausgeschlossen und so ermittelte Effekte sicherer dem Bau oder Betrieb von WEA zugeordnet werden. Wie oben beschrieben, können natürliche Gradienten in den Verteilungsmustern zusätzlich auch durch den Vergleich mit der Basiserfassung erkannt und entsprechend diskutiert werden.

Darstellung von groben Abstandsklassen und nicht-parametrischer Test

Zur Identifizierung grober Verteilungsmuster im betrachteten Gebiet bis 8 bzw. 10 km (16 km für Seetaucher) wurde der Datensatz außerhalb der OWPs zunächst in Klassen von 2 km Breite eingeteilt. Es ergeben sich Abstandsklassen mit 0-2 km, 2-4 km, 4-6 km, 6-8 km und gegebenenfalls 8-10 km (außerdem noch 10-12 km, 12-14 km und 14-16 km für Seetaucher) Abstand zur Grenze der OWPs. Außerdem wurden die 10-m-Bänder innerhalb der Windparks zur Abstandsklasse „OWP“ zusammengefasst.

Die am weitesten entfernte und somit potentiell am wenigsten durch die OWP-Fläche beeinflusste Abstandsklasse (je nach Art und Methode entsprechend 6-8 km, 8-10 km und 14-16 km) diene hier als Referenzklasse. Mit Hilfe des nicht-parametrischen Wilcoxon-Rangsummentests (Wilcoxon-Test) wurden die Sichtungsraten (Ind./km oder Trupps/km) der jeweiligen Klasse statistisch auf Unterschiede zur zugehörigen Referenzklasse überprüft. Zusätzlich wurden jeweils als Interpretationshilfe die prozentualen Anteile der Sichtungsraten innerhalb der unterschiedlichen Abstandsklassen an der Gesamtsichtungsrate der jeweiligen Phase berechnet.

Im Anschluss wurden die Daten einer detaillierten Analyse für die Bestimmung von Meide- bzw. Attraktionsradien unterzogen. Als statistische Methode zur Durchführung dieser Analyse wurden generalisierte additive Modelle (GAM) gewählt.

Statistische Auswertung mittels GAM

Die Daten wurden in R 3.6.1 (R Core Team 2019) ausgewertet, wobei ein GAM (Funktion *gam()* aus dem R Paket *mgcv*), eine Regressionsanalyse zur Modellierung nicht-linearer Zusammenhänge (Wood 2006), mit negativ binomialer Verteilung verwendet wurde. Diese Art der Modellierung ist den erhobenen Daten angemessen und hat sich im vorhergehenden Untersuchungszeitraum als geeignet erwiesen. Als abhängige Variable wurde die aufsummierte Anzahl der Individuen (bzw. Sichtungen) pro Abstandsband, als unabhängige Variable die Distanz zum OWP, ausgedrückt als der

Mittelpunkt der Abstandsbänder, gewählt. Die Anzahl der Datenpunkte für die Berechnung des GAM variierte aufgrund unterschiedlicher Puffer in den verschiedenen Phasen und aufgrund unterschiedlicher Untersuchungsgebiete der Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen.

In Abhängigkeit vom Erfassungsaufwand und der damit verbundenen Akkumulation der 10-m-Bänder konnten zwischen insgesamt minimal 52 (Schiffstransekt-Erfassungen während der Basiserfassung) und maximal 330 (Flugtransekt-Erfassungen während der Betriebsphase) Datenpunkte generiert werden, die in die Analyse einfließen. Zur Modellierung mit Hilfe des GAMs wurde die Anzahl der Knotenpunkte auf 5 festgelegt (Keele 2008, Zuur 2009). Die Modelle wurden anhand diagnostischer Plots validiert.

Sofern die Modelle einen signifikanten Zusammenhang zwischen Anzahl und Distanz zum OWP zeigten, wurde die Glättungskurve des Modells mit 95 %-Konfidenzintervallen dargestellt. Wenn die Glättungskurve eine Plateauphase aufwies, konnte ein Bereich (Abb. 3.9, schwarz schraffiert) festgelegt werden in dem sich die maximale Meidedistanz, abhängig von den Konfidenzintervallen des Modells, befindet. Der geschätzte Meideabstand (Abb. 3.9, schwarze Linie) wurde anhand des unteren Konfidenzintervalls festgelegt. Zusätzlich wurde, sofern möglich, der Bereich innerhalb der Konfidenzintervalle festgelegt, in dem 50 % der Tiere, abhängig vom modellierten Maximalwert, im betrachteten Gebiet vorhanden waren (Abb. 3.9, grün schraffiert).

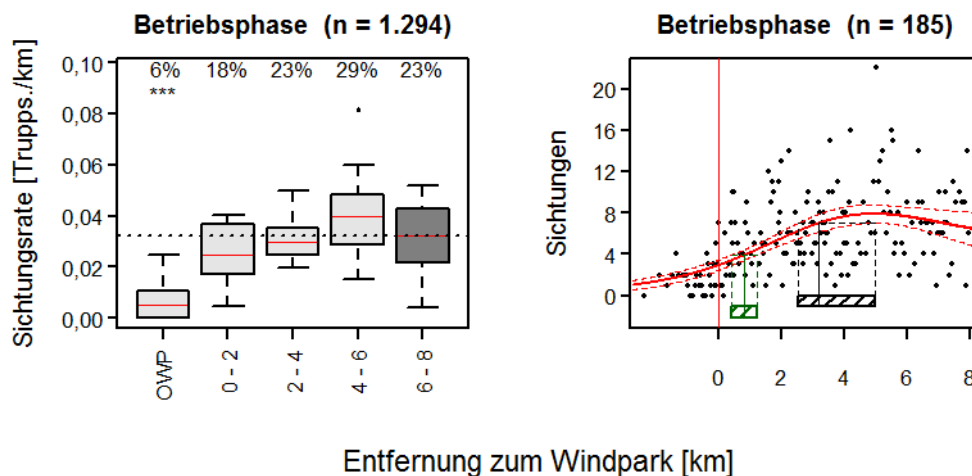


Abb. 3.9 Beispielhafte Darstellung einer Gradientenanalyse im Falle einer Meidung der OWPs. Links: nicht-parametrischer Test der Sichtungsraten (Ind./km) in groben Abstandsklassen. Prozentuale Anteile der einzelnen Abstandsklassen an der Gesamtsichtungsrate über den Boxplots. Darunter Signifikanzniveaus des Wilcoxon-Tests (Signifikanzlevel: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$, n.s. $p > 0.05$). Median der Referenzklasse (dunkelgrau) als gestrichelte Linie dargestellt. Abstandsklassen in km Entfernung zur Windparkgrenze. Über dem Boxplot die Individuenzahl ($n = 1.294$). Rechts: Modellierung der Sichtungen im Verhältnis zur Entfernung vom Windpark (Windparkgrenze = rote senkrechte Linie) in km. Gezeigt ist das GAM (rote Modellkurve) mit 95 % Konfidenzintervall (gestrichelte rote Kurven) sowie der maximale Meidebereich (schwarz schraffiert) mit dem geschätzten Meideabstand (schwarze Linie). Dargestellt ist außerdem der Bereich, in dem 50 % der Individuen, abhängig vom Maximalwert, im betrachteten Gebiet auftreten (grün schraffiert) mit dem ermittelten Modellwert (grüne Linie). Über dem GAM die Anzahl der in der Analyse berücksichtigten Datenpunkte ($n = 185$), abhängig vom Erfassungsaufwand während der Phase.

Prinzipiell werden in Bezug auf die Analyse der Daten die beiden methodischen Ansätze, also der nicht-parametrische Test und das räumlich höher aufgelöste GAM, gemeinsam betrachtet. Dadurch wird eine möglichst genaue Interpretation der komplexen Verhaltensweisen der Arten bezüglich möglicher Meide- oder Attraktionseffekte der Windparks angestrebt. Die grobe Einteilung der Abstandsklassen der nicht-parametrischen Analyse wird durch die feinere Skalierung des GAM ergänzt und detaillierter abgebildet.

3.3 Gefährdungsstatus der betrachteten Arten

In Tab. 3.5 werden die im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ durch Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen während des siebten Jahres des Umweltmonitorings (2019) festgestellten Arten aufgelistet, die im Ergebnisteil näher besprochen werden und die einen länderübergreifenden Schutz- oder Gefährdungsstatus aufweisen. Hierfür wurden herangezogen:

- Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2013)
- der gesamteuropäische Gefährdungsstatus (BirdLife International 2017)
- der Gefährdungsstatus innerhalb der 27 EU-Staaten (BirdLife International 2017)
- der Status der Arten nach dem Aktionsplan zum „Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel (AEWA)“ (UNEP/AEWA Secretariat 2019)
- die Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands (Hüppop et al. 2013)

Alle Kategorien werden im Anschluss an die Tabelle erläutert.

Eine Liste aller erfassten Arten findet sich im Anhang nach Erfassungsmethode getrennt (Tab. A. 25 und Tab. A.26).

Bei im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht auf Unterart- bzw. Populationsniveau differenzierten Arten, von denen in Norddeutschland verschiedene Unterarten oder Populationen auftreten können, werden die AEWA-Einstufungen der entsprechenden Unterarten/Populationen aufgeführt (Bsp.: Trottellumme B 2c/ C 1). Hierbei werden - soweit möglich - Gefährdungseinstufungen von Unterarten oder Populationen, die in Norddeutschland zahlenmäßig überwiegen bzw. deren Auftreten hier am wahrscheinlichsten ist, an erster Stelle genannt. Bei der nachfolgenden Darstellung der Verteilung der Arten auf die Schutzkategorien werden nur diese Unterarten/Populationen betrachtet.

Tab. 3.5 Liste der während der Erfassungen (Flug und Schiff) im Cluster „Nördlich Borkum“ während des siebten Jahres des Umweltmonitorings (2019) nachgewiesenen und im Ergebnisteil näher betrachteten, gefährdeten oder geschützten Vogelarten mit Angaben zum Status (Rast/Zug) sowie zum Schutz- oder Gefährdungsstatus [Vsch-RL: EU-Vogelschutzrichtlinie, Anhang I; EUR-Gef: gesamteuropäische Gefährdungskategorien; EU27-Gef.: Gefährdungskategorien innerhalb der 27 EU-Staaten (Stand: 2017); AEWA: Kategorien des AEWA-Abkommens; RLW-BRD: Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands].

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Vsch-RL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Sterntaucher	R/Z	Annex I	LC	LC	C (1)	2
Prachtaucher	R/Z	Annex I	LC	LC	B 2c	*
Eissturmvogel	R/Z		EN	VU		*
Basstölpel	R/Z		LC	LC	C 1	*
Trauerente	R/Z		LC	LC	B 2a	*
Zwergmöwe	R/Z	Annex I	NT	LC	B 1	*
Lachmöwe	R/Z		LC	LC	B 2c	*
Sturmmöwe	R/Z		LC	LC	C 1	*
Heringsmöwe	R/Z		LC	LC	C 1	1 (spp. fuscus ¹)
Silbermöwe	R/Z		NT	VU	B 2c	*
Mantelmöwe	R/Z		LC	LC	C 1	*
Dreizehenmöwe	R/Z		VU	EN	A 1b	*
Brandseeschwalbe	R/Z	Annex I	LC	LC	C 1	*
Flussseeschwalbe	R/Z	Annex I	LC	LC	C 1	3
Küstenseeschwalbe	R/Z	Annex I	LC	LC	C 1	*
Trottellumme	R/Z		NT	LC	B 2c/ C 1	*
Tordalk	R/Z		NT	LC	A 4	*

¹tritt im Untersuchungsgebiet nur selten auf

Erläuterungen:

EU-Vogelschutzrichtlinie (Vsch-RL, Quelle: Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2013)

Annex I Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie umfasst insgesamt 181 Arten. Es sind die vom Aussterben bedrohte Arten, aufgrund geringer Bestände oder kleiner Verbreitungsgebiete seltene oder durch ihre Habitatsansprüche besonders schutzbedürftige Arten.

Die **gesamteuropäischen Gefährdungskategorien** (EUR-Gef.) und die EU27-Gefährdungskategorien (EU27-Gef.; Quelle: BirdLife International 2017):

CR – Critically Endangered: „Vom Aussterben bedroht“. Ein Taxon ist vom Aussterben bedroht, wenn gemäß den besten verfügbaren Datengrundlagen ein extrem hohes Risiko besteht, dass das Taxon in unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt.

EN – Endangered:	„Stark gefährdet“. Ein Taxon ist stark gefährdet, wenn gemäß den besten verfügbaren Datengrundlagen ein sehr hohes Risiko besteht, dass das Taxon in unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt.
VU – Vulnerable:	„Gefährdet“. Ein Taxon ist gefährdet, wenn gemäß den besten verfügbaren Datengrundlagen ein hohes Risiko besteht, dass das Taxon in unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt.
NT - Near Threatened	„potentiell gefährdet“. Ein Taxon ist potentiell gefährdet, wenn die Beurteilung nicht zur Einstufung in die Kategorien vom Aussterben bedroht, stark gefährdet oder verletzlich führt, jedoch vorraussichtlich in naher Zukunft in einer der Kategorien eingestuft werden wird
LC - Least Concern	„nicht gefährdet“. Ein Taxon ist nicht gefährdet, wenn die Beurteilung nicht zur Einstufung in die Kategorien vom Aussterben bedroht, stark gefährdet, verletzlich oder potentiell gefährdet führt. Weit verbreitete und individuenstarke Arten sind hier geführt.
NE - Not Evaluated	„nicht bewertet“.

Populationsstatus nach dem Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel (**AEWA**; Quelle: UNEP/AEWA Secretariat 2019):

- A 1c: Populationen mit einer Individuenzahl von weniger als etwa 10.000.
- A 2: Populationen mit einer Individuenzahl von etwa 10.000 bis 25.000.
- A 3b: Populationen mit einer Individuenzahl von etwa 25.000 bis 100.000, die als gefährdet gelten aufgrund der Angewiesenheit auf einen erheblich gefährdeten Habitattyp.
- A 3c: Populationen mit einer Individuenzahl von etwa 25.000 bis 100.000, die als gefährdet gelten aufgrund eines erheblichen langfristigen Rückganges.
- A 4: Arten, die in der IUCN Red List als „Near Threatened“ geführt werden, die aber nicht die Kriterien zur Einstufung in die Kategorien A 1, A 2 oder A 3 erfüllen,
- B 1: Populationen mit einer Individuenzahl von etwa 25.000 und 100.000, die den Voraussetzungen für Spalte A nicht entsprechen.
- B 2a: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die besondere Aufmerksamkeit notwendig erscheint aufgrund der Konzentration auf eine geringe Anzahl von Stätten in jeder Phase ihres Jahreszyklus.
- B 2b: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die besondere Aufmerksamkeit notwendig erscheint aufgrund der Angewiesenheit auf einen erheblich gefährdeten Habitattyp.
- B 2c: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die besondere Aufmerksamkeit notwendig erscheint aufgrund eines erheblichen langfristigen Rückganges.
- B 2d: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die besondere Aufmerksamkeit notwendig erscheint aufgrund großer Schwankungen bezüglich Populationsgröße oder –trends.
- C 1: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die eine internationale Zusammenarbeit von erheblichem Nutzen sein könnte und die den Voraussetzungen für Spalte A oder B nicht entsprechen.
- (): Populationssituation unbekannt, Gefährdungsstatus geschätzt.
- *: Die mit einem Sternchen gekennzeichneten Populationen dürfen ausnahmsweise auf der Grundlage einer nachhaltigen Nutzung auch weiterhin bejagt werden, soweit die Bejagung dieser Populationen einer langen kulturellen Tradition entspricht.

[N]: Art des AEWA-Abkommens, für die Deutschland kein Arealstaat ist.

Die Gefährdungskategorien der **Roten Liste** wandernder Vogelarten Deutschlands (RLW-BRD; Quelle: Hüppop et al. 2013):

0 – Erlöschen:	Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, die im Bezugsraum als wandernde Individuen verschwunden sind oder von denen keine wild lebenden Bestände mehr bekannt sind.
1 – Vom Erlöschen bedroht:	Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, die so schwerwiegend bedroht sind, dass ihre Bestände in absehbarer Zeit erlöschen, wenn die Gefährdungsursachen fortbestehen.
2 – Stark gefährdet	Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, deren Bestände erheblich zurückgegangen oder durch laufende bzw. absehbare menschliche Einwirkungen erheblich bedroht sind. Wird die aktuelle Gefährdung der Einheit nicht abgewendet, rückt sie voraussichtlich in die Kategorie „Vom Erlöschen bedroht“ auf.
3 – Gefährdet	Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, deren Bestände merklich zurückgegangen oder durch laufende oder absehbare menschliche Einwirkungen bedroht sind. Wird die aktuelle Gefährdung der Einheit nicht abgewendet, rückt sie voraussichtlich in die Kategorie „Stark gefährdet“ auf.
R – Extrem selten	Extrem seltene oder sehr lokal vorkommende Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, deren Bestände in der Summe weder lang- noch kurzfristig abgenommen haben und die auch nicht aktuell bedroht sind, aber gegenüber unvorhersehbaren Gefährdungen besonders anfällig sind.
* – Ungefährdet	Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen werden als derzeit nicht gefährdet angesehen, wenn ihre Bestände zugenommen haben, stabil sind oder so wenig abgenommen haben, dass sie nicht mindestens in Kategorie V eingestuft werden müssen
V – Vorwarnliste	Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, deren Bestände merklich zurückgegangen sind, aber aktuell noch nicht gefährdet sind. Bei Fortbestehen bestandsreduzierender Einwirkungen ist in naher Zukunft eine Einstufung in die Kategorie „Gefährdet“ wahrscheinlich.
-	Nicht aufgeführte Arten

4 ERGEBNISSE

4.1 Umweltmonitoring 2019

4.1.1 Artenspektrum und Artenzahlen

4.1.1.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Während der zwölf Schiffstransekt-Erfassungen 2019 wurden insgesamt 17.204 Vögel (davon 13.895 Rastvögel) registriert, von denen sich 9.123 innerhalb des Transektes befanden. Die erfassten Vögel ließen sich 64 Arten bzw. 18 Artgruppen zuordnen. Davon wurden 25 Arten als Rastvogelarten eingestuft, welche 77,4 % aller Individuen ($N = 7.062$) im Transektbereich umfassten. Im Transekt wurden 94,0 % der Rastvogel-Individuen auf Artniveau bestimmt ($N = 6.640$).

Die häufigste Art innerhalb des Transektbereiches war die Trottellumme mit 30,6 %, gefolgt von der Heringsmöwe mit 19,7 % und der Dreizehenmöwe mit 10,0 % (Abb. 4.1). Eine vollständige Auflistung aller erfassten Arten/Artgruppen mit Individuenzahlen findet sich im Anhang (Tab. A. 25). Möwen wurden als häufigste Artgruppe festgestellt (48,5 %). Als zweithäufigste Artgruppe wurden Alkenvögel mit 36,2 % erfasst. In Kapitel 4.1.2 werden die Dichtewerte, die Jahresphänologie einzelner Arten sowie deren Verteilung im Untersuchungsgebiet dargestellt.

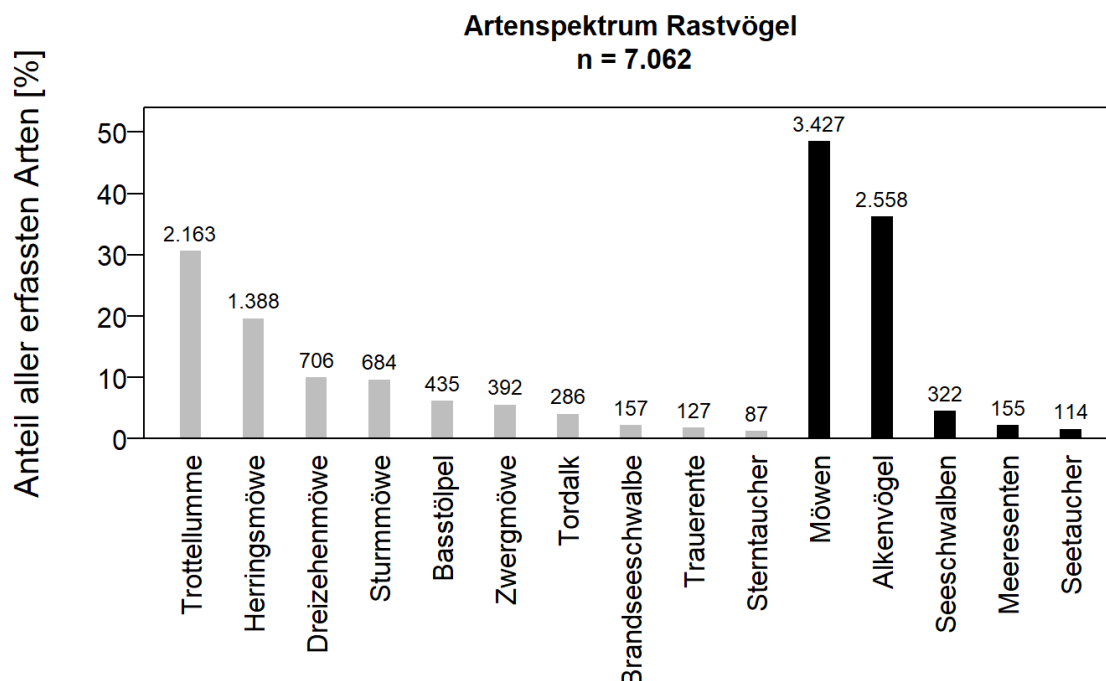


Abb. 4.1 Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ 2019 bei Schiffsuntersuchungen innerhalb des Transektes erfassten Rastvögel (Anzahl der Individuen jeweils oberhalb des Balkens). Einzelne Arten sind grau dargestellt, Artgruppen schwarz.

Die Anzahl der in den Jahren 2013 - 2019 innerhalb des Transektbereiches nachgewiesenen Rastvögel, die Anzahl der Transektfahrten sowie die mittlere Erfassungsrate (Individuen/Ausfahrt) sind in Tab. 4.1 aufgeführt. Das Artenspektrum und die relative Häufigkeit der einzelnen Arten waren zwischen den Jahren 2013 bis 2019 vergleichbar, allerdings schwankten die mittleren Erfassungsraten zwischen den Jahren. Das Jahr 2017 zeigte dabei die höchste Erfassungsrate mit 759,3 Individuen pro Fahrt, während im Jahr 2015 die geringste Erfassungsrate festgestellt wurde (380 Ind./Fahrt). Unterschiede beruhen sowohl auf natürlichen Schwankungen, aber auch darauf, zu welchem Zeitpunkt die Erfassungen durchgeführt wurden (z. B. Erfassung von Zugwellen). Maximale Monatsdichten sind in Tab. 4.5 für ausgewählte Rastvögel zwischen den Untersuchungsjahren zusammengefasst.

Tab. 4.1 Anzahl nachgewiesener Rastvogel-Individuen, Anzahl der Ausfahrten sowie die mittlere Erfassungsrate (Individuen pro Ausfahrt) anhand der Schiffstransekt-Erfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ in den Jahren 2013 bis 2019.

Erfassungsjahr	Anzahl im Transekt	Schiffstransektfahrten	Ind./Ausfahrt
2013	4.062	9	451,3
2014	5.892	11	535,6
2015	4.940	13	380,0
2016	6.786	12	565,5
2017	9.111	12	759,3
2018	6.841	12	570,1
2019	7.062	12	588,5

4.1.1.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Während der Flugtransekt-Erfassungen wurden insgesamt 21.752 Individuen aus 49 Arten bzw. Artgruppen im Untersuchungsgebiet festgestellt (siehe Anhang, Tab. A.26). 25 Arten bzw. Artgruppen wurden als Rastvögel eingestuft (20.882 Individuen; Tab. A.26). 85,5 % aller Individuen wurden auf Artniveau bestimmt und 2,1 % der Individuen wurden weder auf Art- noch auf Artgruppenniveau bestimmt.

Die häufigste Art im Erfassungszeitraum war mit 24,9 % der Individuen die Heringsmöwe, gefolgt von der Trauerente mit 23,7 % und der Trottellumme mit 11,4 % (Abb. 4.2). Weitere häufige Arten waren der Tordalk, Dreizehenmöwe, Sturmmöwe, Brandseeschwalbe und Zwergmöwe. Die häufigsten Artgruppen waren Möwen (39,2 %) und Alkenvögel (29,1 %), auch Meeresenten waren häufig (23,8 %). Seetaucher waren mit einem Anteil von 0,5 % an der Gesamtzahl seltener.

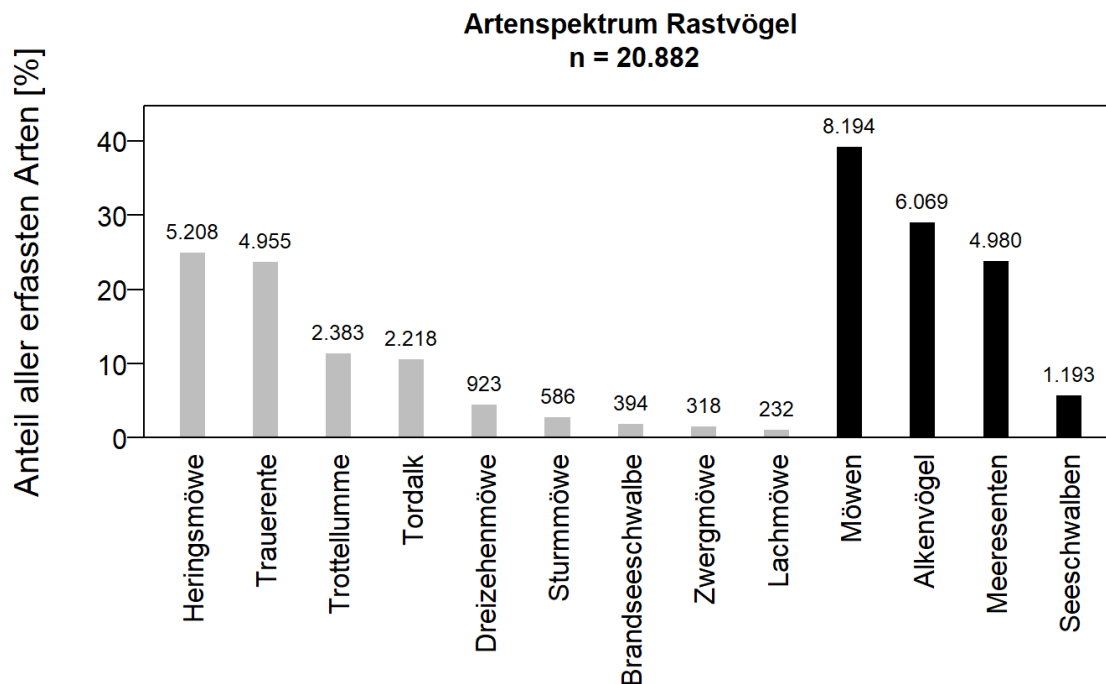


Abb. 4.2 Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ 2019 bei Fluguntersuchungen erfassten Rastvögel (Anzahl der Individuen jeweils oberhalb des Balkens). Einzelne Arten sind grau dargestellt, Artgruppen schwarz.

Das Artenspektrum war zwischen den Jahren 2013 - 2019 vergleichbar, jedoch zeigten die relativen Häufigkeiten einzelner Arten zum Teil deutliche Abweichungen. Die Anzahl der Rastvögel schwankte in den einzelnen Erfassungsjahren zwischen 4.257 und 33.398 Tieren (Tab. 4.2). Hierbei muss allerdings beachtet werden, dass die Individuenzahlen der Rastvögel aus dem Jahr 2013 auf vier Flugtransekt-Erfassungen, im Jahr 2014, 2018 und 2019 auf acht Erfassungen und in den Jahren 2015, 2016 und 2017 auf jeweils neun Erfassungen beruhten. Die Flugtransekt-Erfassungen wurden im Jahr 2013 noch als konventionelle Beobachterflüge durchgeführt, seit 2014 erfolgen die Erfassungen mittels des HiDef-Systems. Im Untersuchungsjahr 2018 wurde zudem das Transektdesign angepasst, sodass küstennahe Bereiche im Süden des Untersuchungsgebietes nun nicht mehr abgedeckt werden. Hierdurch ist auch der (im Vergleich zu einigen Erfassungsjahren vor 2018) relativ geringere Anteil der Trauerenten im Artenspektrum zu erklären, da deren favorisiertes Rasthabitat, in dem sie bei geeigneten Wassertiefen tauchend Muscheln vom Meeresgrund aufnehmen, seit Februar 2018 nicht mehr durch das Transektdesign abgedeckt wird.

Auch die Erfassungszeiträume unterschieden sich: 2013 fanden Flugtransekt-Erfassungen nur im Sommerhalbjahr statt (IfAÖ et al. 2015), während in den übrigen Jahren alle Jahreszeiten abgedeckt wurden. Im aktuellen Untersuchungsjahr wurden, wie bereits im Vorjahr, im November und Dezember keine Flüge durchgeführt. Die erfasste Individuenzahl ist außerdem stark von natürlichen Schwankungen im Vorkommen einzelner Arten abhängig. Trauerenten, die in küstennahen Flachwasserbereichen in sehr hohen Dichten vorkommen, waren vor allem 2014 und 2017 äußerst abundant. Sie wurden während der aktuellen Erfassungen in mittleren Abundanzen festgestellt.

Die Artenspektren zwischen den Jahren beruhen daher sowohl auf methodischen Unterschieden als auch auf natürlichen Schwankungen.

Tab. 4.2 Nachgewiesene Anzahl von Rastvögeln, Anzahl der Flüge sowie die mittlere Erfassungsrate (Individuen pro Flug) anhand der Flugtransekt-Erfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ in den Jahren 2013 bis 2019.

Erfassungsjahr	Individuenzahl	Flugtransekt-Erfassungen	Ind./Flug
2013	4.257	4	1.064
2014	33.398	8	4.175
2015	12.903	9	1.434
2016	29.386	9	3.265
2017	27.542	9	3.060
2018	13.871	8	1.734
2019	20.882	8	2.610

4.1.2 Häufigkeit und Verteilung einzelner Arten und Artgruppen

Den Vorgaben des StUK4 (BSH 2013b) entsprechend werden in den nachfolgenden Unterkapiteln jene Arten besprochen, die im Anhang I der Vogelschutzrichtlinie (Vsch-RL) gelistet sind. Des Weiteren werden Arten betrachtet, die aufgrund des häufigen Vorkommens im Untersuchungsgebiet als relevante Arten klassifiziert wurden oder die lebensraumtypische Arten oder Artgruppen darstellen.

Die räumliche Verteilung der Arten oder Artgruppen wird in den folgenden Unterkapiteln anhand von Rasterdichtekarten dargestellt, welche die mittlere saisonale Dichte je Rasterzelle zeigen. Punktsichtungskarten aller einzelnen Schiffsausfahrten und Zählflüge werden im Anhang in Kapitel A.3 aufgeführt, sofern mindestens drei Individuen einer Art pro Fahrt (im Transekt) oder Flug erfasst wurden. Monatsdichten pro Art/Artgruppe finden sich für Schiffstransekt-Erfassungen in Tab. 4.3 und für Flugtransekt-Erfassungen in Tab. 4.4.

Im Folgenden werden die Dichtewerte, die Jahresphänologie sowie die Verteilung im Untersuchungsgebiet einzelner Arten/Artgruppen für das aktuelle Untersuchungsjahr 2019 dargestellt und die Ergebnisse mit den Werten der früheren Untersuchungen (erstes bis sechstes Jahr der Clusteruntersuchung 2013 - 2018) verglichen. Maximale Monatsdichten aus den Jahren 2013 - 2019 sind in Tab. 4.5 und Tab. 4.6 für die wichtigsten Rastvögel zusammengefasst.

Da die Untersuchungsgebiete der Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Jahren 2013 und 2019 gleich waren, sind die Ergebnisse in dieser Hinsicht gut vergleichbar. Bei den Flugtransekt-Erfassungen muss beachtet werden, dass sich das Jahr 2013 (aufgrund der Methodik) und das Jahr 2018 und 2019 (aufgrund des geänderten Untersuchungsgebietes) von den übrigen Untersuchungsjahren unterscheiden. Bei beiden Methoden muss außerdem beachtet werden, dass die Erfassungszeiten in jedem Jahr leicht unterschiedlich waren. Generell kann die stichprobenhafte Erfassungsmethodik in Verbindung mit natürlicher Variation zwischen den Jahren zu größeren Schwankungen bei den ermittelten Dichten führen.

Tab. 4.3 Monatliche Dichten (Ind./km²) ausgewählter Arten/Artgruppen aus Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar und Dezember 2019. Die Angabe „0“ bedeutet, dass in diesem Monat keine Individuen dieser Art registriert wurden, „-“ bedeutet, dass in diesem Monat keine Erfassung durchgeführt wurde. * Alkenvögel beinhalten auch alle auf Artniveau bestimmten Trottellummen und Tordalken

Art/Artgruppe	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez (1.; 2. Fahrt)	Maximum
Seetaucher	0	0,01	0,38	0,05	0	0	0	0	0	0	-	0,01 (0,01; 0,02)	0,38
Eissturmvogel	0	<0,01	0,01	0	0,02	0	<0,01	0	0	0	-	0 (0; 0)	0,02
Basstölpel	0	0,02	1,08	0,02	0,06	0,01	0,26	0,10	0,03	0,07	-	0,02 (0,01; 0,02)	1,08
Trauerente	0	0	0,36	0,02	0	0,02	0,01	0	0	0,01	-	0,02 (0; 0,03)	0,36
Zwergmöwe	0,01	<0,01	0,53	0,63	0	0	0	0	0	0,05	-	0,21 (0,32; 0,11)	0,63
Lachmöwe	0	0	0,01	0,02	0	0	0	0	0	0	-	0 (0; 0)	0,02
Sturmmöwe	0,28	0,14	0,19	0,01	0,03	0	0,01	0,02	0	0,08	-	1,03 (0,1; 1,95)	1,03
Heringsmöwe	0	0	0,28	0,20	0,14	1,88	1,59	1,11	0,15	0,03	-	0 (0; 0)	1,88
Silbermöwe	0,01	0,01	0,02	<0,01	0	0	0	0,01	0,01	0,01	-	0,04 (0,02; 0,07)	0,04
Mantelmöwe	0,02	0,02	<0,01	0,01	0,01	<0,01	0,01	0,03	0,01	0,03	-	0,03 (0,03; 0,03)	0,03
Dreizehenmöwe	0,34	0,54	1,23	<0,01	0,05	0	<0,01	0	0	0,24	-	0,29 (0,42; 0,16)	1,23
Brandseeschwalbe	0	0	0,05	0,39	0,14	0	0	0,01	0,02	0	-	0 (0; 0)	0,39
Fluss- /Küstenseeschwalbe	0	0	0	<0,01	0,59	0	0,04	0	0	0	-	0 (0; 0)	0,59
Trottellumme	1,99	2,29	3,06	0,22	0,03	<0,01	0,02	0,01	0,05	0,46	-	0,88 (1,65; 0,12)	3,06
Tordalk	0,40	0,39	0,12	0	0	0	0	0	<0,01	0,20	-	0,10 (0,18; 0,01)	0,40
Alkenvögel*	2,46	2,81	3,27	0,22	0,03	<0,01	0,02	0,01	0,05	0,70	-	1,07 (2,16; 0,22)	3,27
Anzahl Fahrten	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	2	

Tab. 4.4 Monatliche Dichten (Ind./km²) ausgewählter Arten / Artgruppen aus digitalen Flugtransekt-Erfassungen zwischen Januar und Dezember 2019. Die Angabe „0“ bedeutet, dass in diesem Monat keine Individuen dieser Art registriert wurden, „-“ bedeutet, dass in diesem Monat keine Erfassung durchgeführt wurde.
* Alkenvögel beinhalten auch alle auf Artniveau bestimmten Trottellummen und Tordalken

Art/Artgruppe	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Maximum
Seetaucher	0,03	-	-	0,09	-	0	0	<0,01	0	0,03	-	-	0,09
Eissturmvogel	<0,01	-	-	0	-	<0,01	0,01	<0,01	0	<0,01	-	-	0,01
Basstölpel	0	-	-	0,08	-	0,01	0,02	0,04	0,02	0,07	-	-	0,08
Trauerente	0,03	-	-	7,32	-	0	0	0	0	0,02	-	-	7,32
Zwergmöwe	0,03	-	-	0,07	-	0	<0,01	0,01	0,04	0,32	-	-	0,32
Lachmöwe	<0,01	-	-	0,02	-	0,01	0,06	0,12	0,01	0,02	-	-	0,12
Sturmmöwe	0,23	-	-	0,12	-	0,01	0,04	0,01	0,03	0,42	-	-	0,42
Heringsmöwe	0	-	-	0,21	-	1,14	3,53	1,56	0,17	0,06	-	-	3,53
Silbermöwe	0,04	-	-	0,01	-	0,01	0,05	0,03	0,01	0,06	-	-	0,06
Mantelmöwe	0,03	-	-	<0,01	-	0	0,02	0,03	0,01	0,04	-	-	0,04
Dreizehenmöwe	0,47	-	-	0,12	-	0,01	0,01	0,01	0,02	0,72	-	-	0,72
Brandseeschwalbe	0	-	-	0,46	-	0,02	0,03	0,03	0,01	<0,01	-	-	0,46
Fluss-/Küstenseeschwalbe	0	-	-	0,52	-	0	0,03	0,09	0,01	0	-	-	0,52
Trottellumme	0,27	-	-	0,89	-	0,02	0,09	0,09	0,12	1,97	-	-	1,97
Tordalk	0,72	-	-	0,08	-	0	0	<0,01	<0,01	2,47	-	-	2,47
Alkenvögel*	1,32	-	-	1,24	-	0,02	0,09	0,13	0,13	5,92	-	-	5,92
Anzahl Flüge	1	0	0	1	0	1	1	2	1	1	0	0	

Tab. 4.5 Maximale monatliche Dichten [Ind./km²] ausgewählter Arten nach Schiffstransekt-Erfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ aus den Jahren 2013 bis 2019.

Art	Maximale monatl. Dichte [Ind./km²]							
	2013 Monat	2014 Monat	2015 Monat	2016Monat	2017Monat	2018Monat	2019 Monat	
Seetaucher	0,16 Apr	0,21 Apr	0,06 Apr	0,10 Apr	0,40 Apr	0,27 Apr	0,38 Mrz	
Basstölpel	0,18 Sep	0,84 Apr	0,12 Jun Aug	0,32 Apr	0,67 Apr	1,85 Apr	1,08 Mrz	
Trauerente	0,23 Apr	0,22 Mai	0,07 Sep	0,08 Dez	0,33 Jul	0,08 Mai	0,36 Mrz	
Zwergmöwe	0,11 Apr	0,60 Mrz	1,29 Apr	0,86 Apr	1,91 Apr	0,41 Apr	0,63 Apr	
Sturmmöwe	0,12 Mai	0,26 Mrz	0,38 Mrz	0,42 Dez	0,21 Feb	2,06 Dez	1,03 Dez	
Heringsmöwe	1,46 Jul	2,03 Jul	0,72 Aug	1,27 Aug	5,95 Jul	1,25 Jun	1,88 Jun	
Silbermöwe	0,02 Apr Okt Nov	--*	--*	0,04 Nov	0,07 Mrz	0,02 Mrz	0,04 Dez	
Mantelmöwe	0,15 Okt	--*	0,08 Mrz Apr	0,17 Feb	0,13 Okt	0,05 Dez	Aug Okt Dez	
Dreizehenmöwe	0,70 Dez	0,68 Nov	0,46 Dez	0,77 Apr	0,63 Jan	0,73 Feb	1,23 Mrz	
Brandseeschwalbe	0,14 Apr	0,11 Apr	0,15 Mai	0,70 Apr	0,40 Apr	0,35 Mai	0,39 Apr	
Fluss- /Küstenseeschwalbe	0,07 Jul	0,13 Aug	0,08 Aug	0,23 Aug	0,28 Mai	0,16 Mai	0,59 Mai	
Alkenvögel	2,71 Dez	2,50 Apr	3,63 Dez	2,48 Feb	6,83 Jan	3,25 Mai	3,27 Mrz	

* aufgrund sehr niedriger Individuenzahlen wurden keine Dichten berechnet.

Tab. 4.6 Maximale monatliche Dichten [Ind./km²] ausgewählter Arten nach Flugtransekt-Erfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ aus den Jahren 2013 bis 2019.

Art	Maximale monatl. Dichte [Ind./km²]							
	2013 Monat	2014 Monat	2015 Monat	2016 Monat	2017 Monat	2018 Monat	2019 Monat	
Seetaucher	0,49 Mai	0,25 Nov	0,26 Apr	0,44 Apr	0,36 Feb	0,26 Apr	0,09 Apr	
Basstölpel	0,10 Mai	0,07 Jul	0,05 Mai	0,55 Apr	0,34 Aug	0,06Apr/Jul	0,08 Apr	
Trauerente	0,96 Jul	9,74 Feb	1,69 Mrz	5,29 Feb	9,94 Mrz	0,77 Jan	7,32 Apr	
Zwergmöwe	0,76 Mai	1,92 Apr	0,77 Apr	1,23 Apr	0,70 Mrz	1,20 Apr	0,32 Okt	
Sturmmöwe	0,06 Mai	1,44 Nov	1,20 Apr	1,19 Apr	0,49 Mrz	0,66 Jan	0,42 Okt	
Heringsmöwe	3,33 Jul	2,72 Jul	1,51 Jun	3,86 Jul	2,44 Aug	1,64 Jun	3,53 Jul	
Silbermöwe	1,12 Mai	1,26 Nov	0,12 Mrz	0,09 Feb	0,13 Mrz	0,03 Jan	0,06 Okt	
Mantelmöwe	0,02 Jul	0,17 Nov	0,04 Mrz	0,09 Feb	0,07 Nov	0,05 Okt	0,04 Okt	
Dreizehenmöwe	1,17 Mai	1,07 Nov	0,94 Jan	1,38 Apr	1,27 Nov	0,77 Feb	0,72 Okt	
Brandseeschwalbe	0,21 Jul	0,25 Apr	0,22 Jul	0,20 Mai	0,37 Mai	0,73 Mai	0,46 Apr	
Fluss- /Küstenseeschwalbe	0,55 Apr	0,97 Apr	0,25 Jul	0,20 Mai	0,50 Mai	0,54 Mai	0,52 Apr	
Alkenvögel	0,28 Aug	3,17 Nov	1,06 Jan	6,54 Apr	2,88 Nov	2,91 Feb	5,92 Okt	

4.1.2.1 Seetaucher (Sterntaucher *Gavia stellata*, Prachtaucher *Gavia arctica*)

Die deutsche Nordsee stellt für Seetaucher im Winter und Frühjahr ein bedeutendes Rastgebiet dar. Der Winterbestand wurde von Mendel et al. (2008) auf etwa 3.900 Vögel geschätzt. Zum Ende des Winters nehmen die Bestände zu und erreichen nach Auswertungen von Garthe et al. (2015) im Zeitraum 2002 - 2013 einen mittleren Frühjahrsbestand von ca. 20.200 Individuen (18.600 Stern- und 1.600 Prachtaucher). Aktuellere Modellierungen legen Bestände bis 31.000 Individuen zwischen 2002 und 2017 nahe (Schwemmer et al. 2019). Sowohl in Garthe et al. (2015) als auch in Schwemmer et al. (2019) zeigen sich interannuelle Schwankungen in den Beständen. Im Sommer und Herbst halten sich nur wenige Seetaucher in der deutschen Nordsee auf (Mendel et al. 2008). Vor der schleswig-holsteinischen Küste befindet sich weiterhin das Hauptkonzentrationsgebiet der Seetaucher, hier reichen die Vorkommen mit bis zu 100 km Entfernung von der Küste weit auf die Nordsee hinaus (Mendel et al. 2008, Markones et al. 2013). Dieser Verbreitungsschwerpunkt wird in der aktuellen Literatur bestätigt (Schwemmer et al. 2014, 2019, Garthe et al. 2015, 2018, Markones et al. 2015, Vilela et al. 2020). Vor der niedersächsischen Küste zog sich ein weiteres bedeutendes Rastgebiet bandartig im Bereich der West- und Ostfriesischen Inseln entlang. Die Rastbestände konzentrierten sich hier innerhalb der 12-Meilen-Zone (Garthe et al. 2004). Nach aktuellen Untersuchungen halten sich jedoch nur relativ wenige Seetaucher innerhalb dieses Gebietes auf (Garthe et al. 2018, Vilela et al. 2020). Insgesamt zeigen die Bestände der Seetaucher zwischen 1990 und 2014 keine signifikanten Bestandstrends (Garthe et al. 2015, Markones et al. 2015). Neuere Untersuchungen legen eine leicht positive Tendenz zwischen 2002 und 2014 (Schwemmer et al. 2019) nahe, wobei für das Hauptkonzentrationsgebiet eine leicht negative Tendenz für die letzten Jahre modelliert wurde (Schwemmer et al. 2019). Insgesamt haben sich die Bestände in der deutschen Nordsee zwar teilweise räumlich verlagert, sind jedoch seit dem Ausbau der Windkraft stabil (Vilela et al. 2020).

4.1.2.1.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Im Untersuchungszeitraum 2019 wurden bei den Schiffstransektfahrten 280 Seetaucher registriert, von denen sich 114 innerhalb des Transektbereiches befanden. Dabei wurden 79,8 % der Sichtungen innerhalb des Transektes auf Artniveau bestimmt. Von den auf Artniveau bestimmten Seetauchern im Transektbereich waren 95,6 % Sterntaucher und 4,4 % Prachtaucher. Im Folgenden werden die Seetaucher-Arten als Artgruppe zusammengefasst betrachtet.

Das Vorkommen der Seetaucher im Untersuchungsgebiet konzentrierte sich auf den Heimzug im Frühjahr mit einem monatlichen Dichtemaximum von 0,38 Ind./km² im März (Tab. 4.3). Dementsprechend wurde die höchste saisonale Dichte mit 0,15 Ind./km² im Frühjahr festgestellt (Tab. 4.7). Im Sommer und Herbst wurden keine Seetaucher im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Im Winter 2018/19 wurden nur vereinzelt Individuen festgestellt.

Innerhalb des Untersuchungsgebietes traten Seetaucher im Frühjahr 2019 tendenziell stärker im Westen des Untersuchungsgebietes auf, wo auch das FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ liegt, wobei auch in der Mitte des Untersuchungsgebietes mittlere lokale Dichten nachgewiesen wurden (Abb. 4.4). In den übrigen Jahreszeiten waren die Dichten zu gering, um Aussagen über die Verteilung zu treffen. Im Januar und März wurden einzelne Seetaucher auch innerhalb der OWPs festgestellt (Abb. A. 3 bis Abb. A. 8).

4.1.2.1.2 *Digitale Flugtransekt-Erfassungen*

Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden 103 Seetaucher festgestellt, davon wurden 12 Tiere fliegend erfasst (11,7 %). Nur Sterntaucher wurden auf Artniveau identifiziert (81,6 %, 84 Individuen). Prachtaucher wurden bei den Erfassungen im Jahr 2019 nicht festgestellt. Die folgenden Dichteberechnungen wurden für alle Seetaucher, inklusive der unbestimmten Individuen, durchgeführt. Der Anteil der auf Artniveau bestimmten Seetaucher lag bei 81,6 %.

Insgesamt waren die bei den Flugtransekt-Erfassungen festgestellten Dichten relativ gering. Die maximale monatliche Dichte wurde mit 0,09 Ind./km² im April festgestellt (Tab. 4.4, Abb. 4.3). Die höchste saisonale Dichte wurde ebenso im Frühjahr mit 0,09 Ind./km² festgestellt (Tab. 4.7). In dieser Saison wurde nur ein Flug durchgeführt. Darüber hinaus wurden nur je 0,03 Ind./km² im Januar und Oktober festgestellt. Im weiteren Jahresverlauf wurden nur sehr geringe Dichten <0,01 Ind./km² bzw. keine Seetaucher erfasst. Im Winter 2019/20 fanden keine Erfassungen statt.

Seetaucher wurden bei der Flugtransekt-Erfassung im Winter 2018/19 schwerpunktmäßig im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes, im Bereich der Ostfriesischen Inseln, gesichtet (Abb. 4.5). Die Rasterdichten waren aber insgesamt relativ gering. Im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes kamen Seetaucher im Winter 2018/19 kaum vor. Während aller anderen Jahreszeiten wurde keine Schwerpunktverteilung der Seetaucher festgestellt. Im Frühjahr, der Jahreszeit mit der maximalen saisonalen Dichte, wurden Seetaucher verstreut im Untersuchungsgebiet erfasst. Lokal wurden im Zentrum, im Osten und im Westen des Untersuchungsgebietes höhere Rasterdichten festgestellt. Im Sommer und Herbst wurden nur vereinzelt und weiträumig verstreut Seetaucher festgestellt. Insgesamt wurden drei schwimmende Seetaucher innerhalb der in Betrieb befindlichen Windparks erfasst (Abb. A. 112 bis Abb. A. 114).

Seetaucher Individuendichte

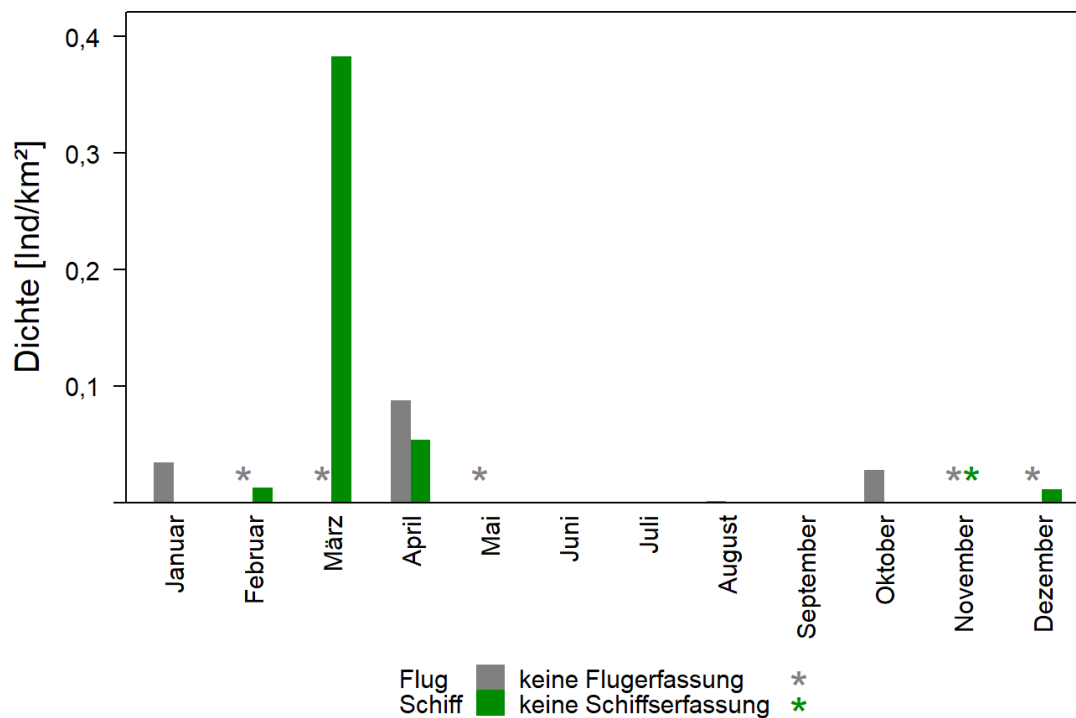


Abb. 4.3 Monatliche Dichten der Seetaucher bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

Tab. 4.7 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Seetaucher sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007). „-“ bedeutet, dass in dieser Saison keine Erfassung durchgeführt wurde.

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2018/19	0,01	0 - 0,01	2	0,03	0,03	1
Frühjahr 2019	0,15	0 - 0,38	3	0,09	0,09	1
Sommer 2019	0	0	4	<0,01	0 - <0,01	4
Herbst 2019	0	0	1	0,01	0 - 0,03	2
Winter 2019/20	0,01	0,01 - 0,02	2	-	-	0

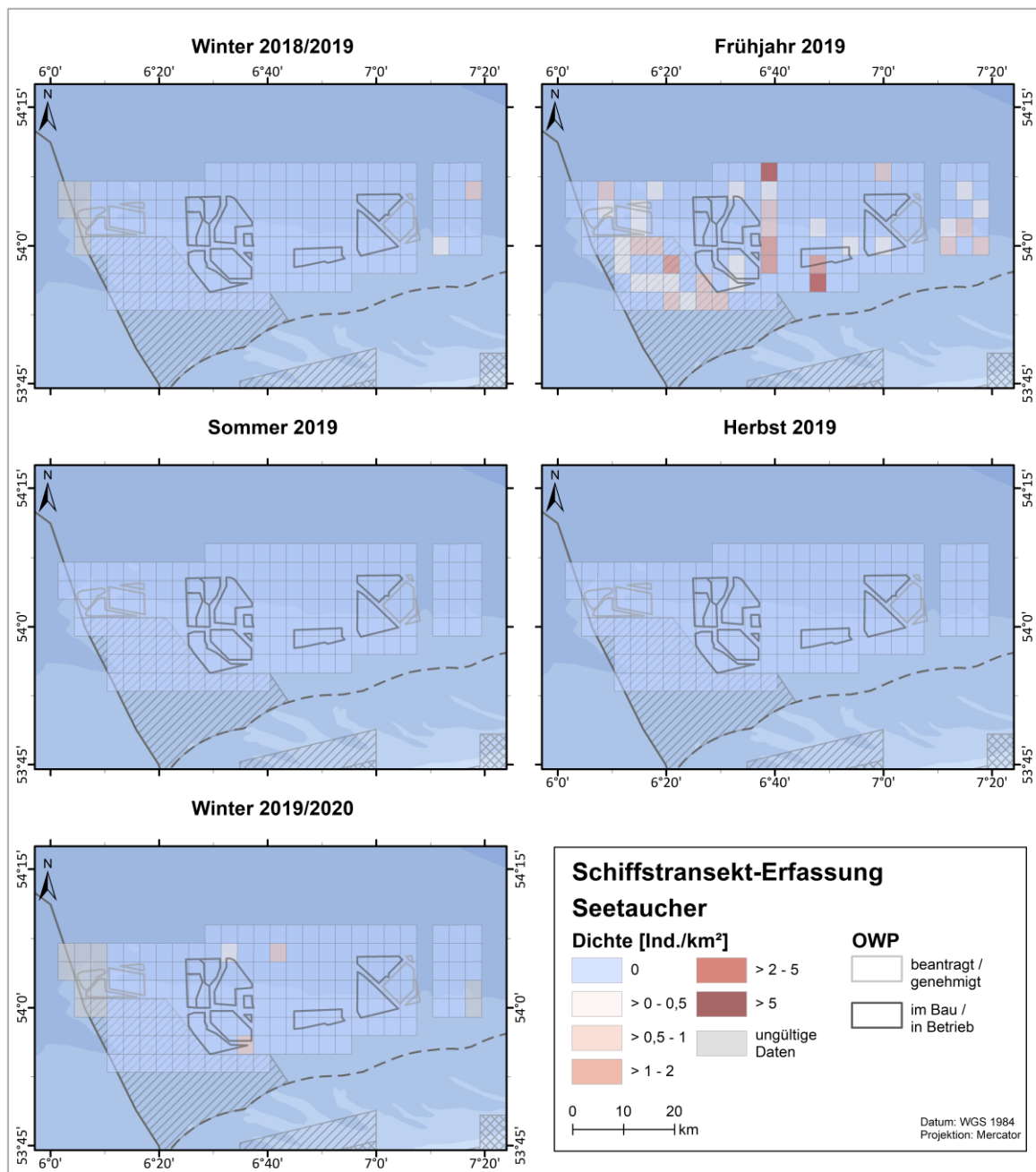


Abb. 4.4 Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

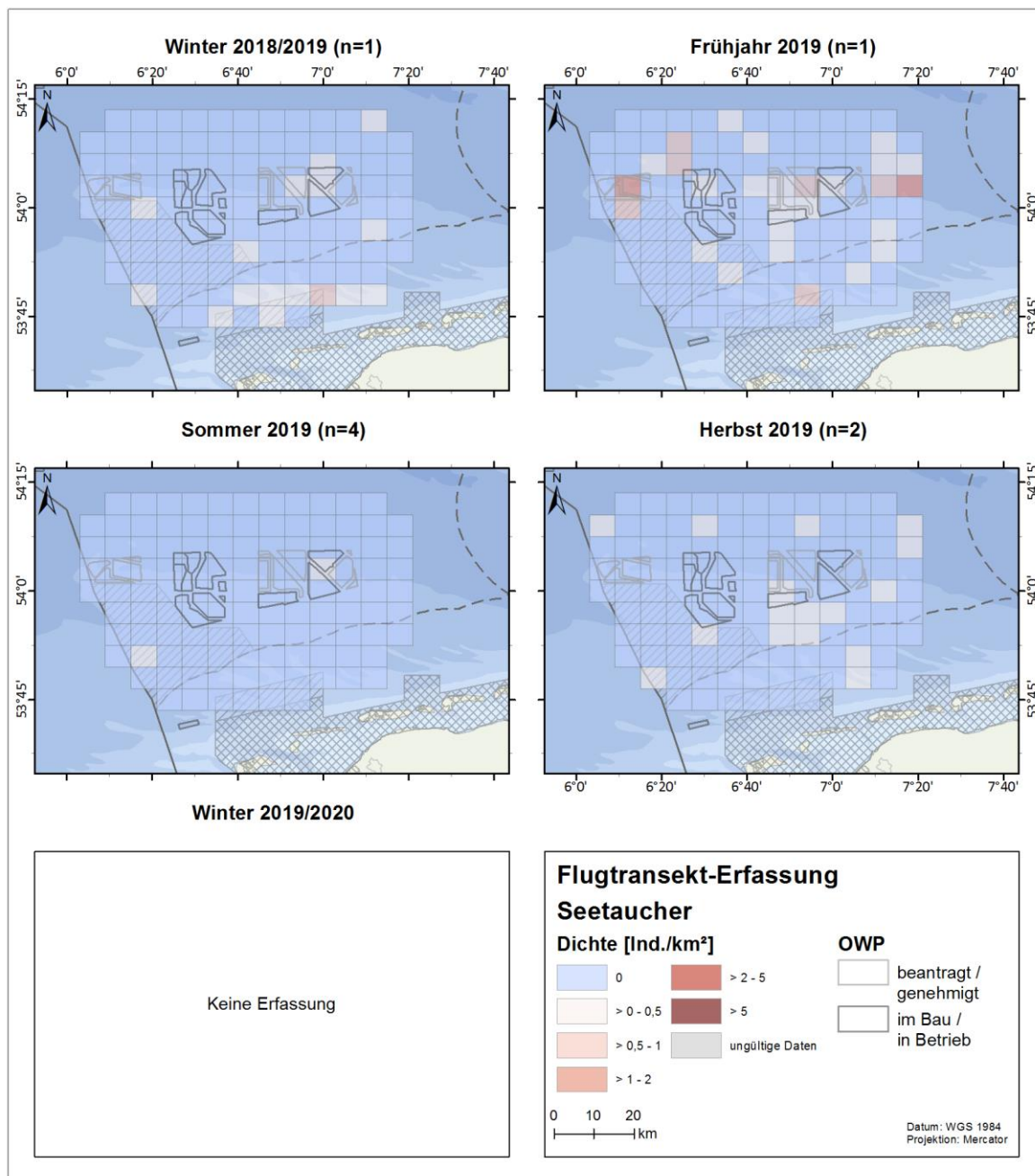


Abb. 4.5 Räumliche Verteilung der Seetaucher nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster 'Nördlich Borkum' zwischen Januar und Dezember 2019.

4.1.2.2 Eissturmvogel (*Fulmarus glacialis*)

Die geographische Verteilung des Eissturmvogels ist sehr variabel, wobei er als Hochseeart vorwiegend küstenfern in der AWZ jenseits der 30-m-Tiefenlinie anzutreffen ist (Markones et al. 2015). Eissturmvögel haben einen sehr großen Aktionsradius (Edwards et al. 2013) und ihre Verbreitung ist stark an die Bewegungen der Nahrungsressourcen gebunden (Fauchald et al. 2011). Dies schließt ein, dass sie Fischkuttern folgen, um Abfälle zu erbeuten (Phillips et al. 1999). Als Helgoländer Brutvogel (38 Brutpaare im Jahr 2019; Walter 2020) sind Eissturmvögel hauptsächlich im Sommer im Untersuchungsgebiet zu erwarten.

Im aktuellen Untersuchungsjahr wurden bei Schiffstransekt-Erfassungen insgesamt 14 Eissturmvögel festgestellt, davon acht innerhalb des Transektbereiches (Tab. 4.3). Bei Flugtransekt-Erfassungen wurden zehn Eissturmvögel registriert. Aufgrund der sehr geringen Dichten dieser Art im Untersuchungszeitraum ist die Verteilung im Untersuchungsgebiet spärlich und wenig aussagekräftig. Da auch in den Vorjahren nur geringe Individuenzahlen der Eissturmvögel festgestellt wurden, sind auch die geringen Individuenzahlen im aktuellen Untersuchungsjahr nicht außergewöhnlich. Auf eine tiefergehende Auswertung dieser Art wird verzichtet.

Die Punktsichtungskarte der Schiffstransekt-Erfassung im Juni findet sich im Anhang (Abb. A. 9). Lediglich bei den Flugtransekt-Erfassungen im Juli und Oktober wurden je drei Eissturmvögel erfasst, Punktsichtungskarten mit weniger Sichtungen sind nicht dargestellt. Die Punktsichtungskarten finden sich im Anhang (Abb. A. 115, Abb. A. 116).

4.1.2.3 Basstölpel (*Morus bassanus*)

Basstölpel halten sich ganzjährig in der Deutschen Bucht auf und sind im Sommer am weitesten verbreitet, mit flächendeckendem Vorkommen im Bereich der einzigen deutschen Brutkolonie auf Helgoland (Mendel et al. 2008). Im Jahr 2019 wurden hier 1.206 Brutpaare erfasst (Walter 2020). Der Aktionsradius während der Brutzeit kann bis zu 500 km betragen und hängt von der Lage geeigneter Nahrungsgebiete ab (Mendel et al. 2008). Der Bestand in der deutschen Nordsee ist aber generell gering und beträgt maximal 2.700 Individuen im Herbst (Mendel et al. 2008). Für die Sommerbestände des Basstölpels in der deutschen Nordsee zeigte sich über den Zeitraum von 1990 bis 2014 insgesamt kein signifikanter Trend (Markones et al. 2015).

4.1.2.3.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen wurden Basstölpel außer im Januar bei jeder Fahrt im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Insgesamt wurden 967 Individuen festgestellt, davon 435 innerhalb des Transektbereiches. Die höchste saisonale Dichte wurde mit 0,55 Ind./km² im Frühjahr erreicht (Tab. 4.8), die maximale Monatsdichte lag mit 1,08 Ind./km² im März (Tab. 4.3, Abb. 4.6).

Im Frühjahr zeigte sich eine deutliche Konzentration mit hohen lokalen Dichten im westlichen Bereich des Untersuchungsgebietes, wo sich das FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘ befindet, sowie nördlich des FFH-Gebietes mit mittleren bis hohen Dichten (Abb. 4.7). Im Sommer traten Basstölpel lückenhaft in meist geringen lokalen Dichten im gesamten Untersuchungsgebiet auf. Im Herbst zeigte der zentrale Bereich sowie der Westen des Untersuchungsgebietes sporadisch mittlere lokale Dichten. Im Winter waren geringe lokale Dichten sporadisch im Westen des Gebietes verteilt. Die OWPs wurden eher im Randbereich genutzt, es wurden aber auch Individuen innerhalb der im Bau und in Betrieb befindlichen OWPs festgestellt (vgl. Abb. A. 10 bis Abb. A. 20).

4.1.2.3.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Insgesamt wurden 179 Basstölpel im Untersuchungszeitraum festgestellt (Abb. 4.6). Nur während der Erfassung im Januar wurden keine Basstölpel beobachtet. Die höchste monatliche Dichte wurde mit 0,08 Ind./km² im April festgestellt (Tab. 4.4). Ähnliche Dichten wurden mit 0,07 Ind./km² im Oktober erfasst. Die höchste saisonale Dichte wurde im Frühjahr auch mit 0,08 Ind./km² verzeichnet, da in dieser Saison lediglich der Flug im April stattfand (Tab. 4.8). Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden erneut deutlich geringere maximale Dichte im Vergleich zu den Schiffstransekt-Erfassungen (1,08 Ind./km² im April) festgestellt.

Basstölpel zeigten ein lückenhaftes Verbreitungsmuster (Abb. 4.8). Lediglich im Frühjahr wurde im Osten eine Rasterzelle mit einer Dichte >5 Ind./km² festgestellt. Auffällig im Frühjahr ist die geringe Nutzung des südlichen Teils des Untersuchungsgebietes. Im Sommer und Herbst wurden keine Schwerpunktverteilungen festgestellt. Innerhalb der Windparks wurden zwei Basstölpel beobachtet (Abb. A. 117 bis Abb. A. 123).

Basstölpel Individuendichte

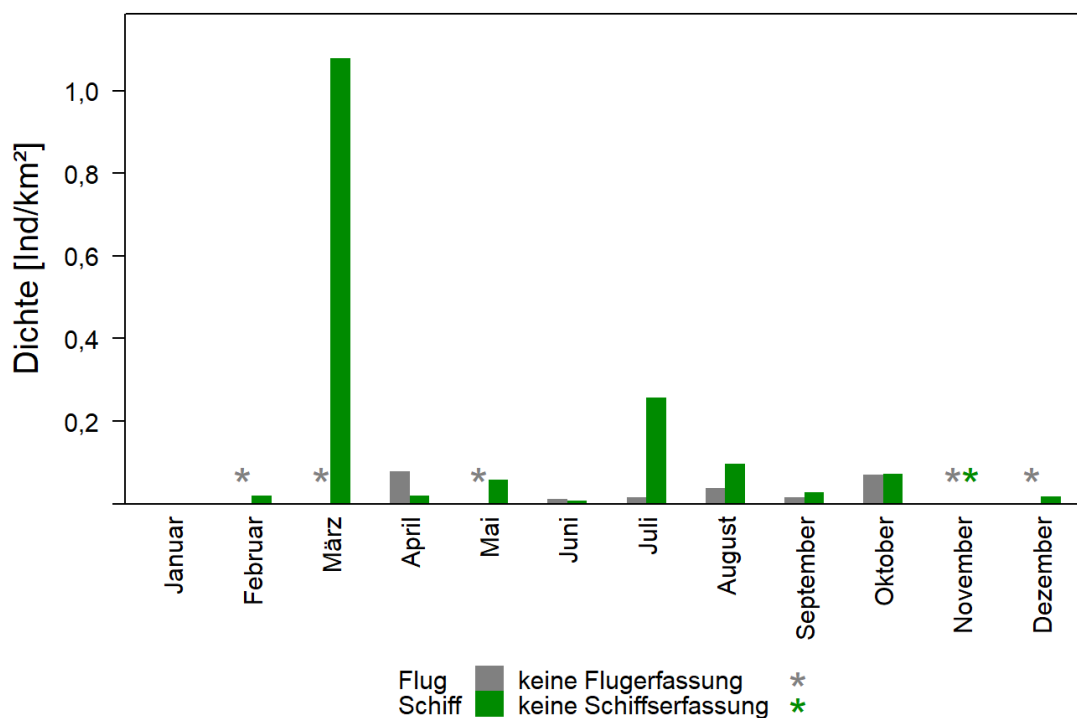


Abb. 4.6 Monatliche Dichten der Basstölpel bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

Tab. 4.8 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Basstölpel sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007). „-“ bedeutet, dass in dieser Saison keine Erfassung durchgeführt wurde.

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2018/19	0,01	0 - 0,02	2	0	0	1
Frühjahr 2019	0,55	0,02 - 1,08	2	0,08	0,08	1
Sommer 2019	0,11	0,01 - 0,26	4	0,03	0,01 - 0,05	4
Herbst 2019	0,05	0,03 - 0,07	2	0,04	0,02 - 0,07	2
Winter 2019/20	0,02	0,01 - 0,02	2	-	-	0

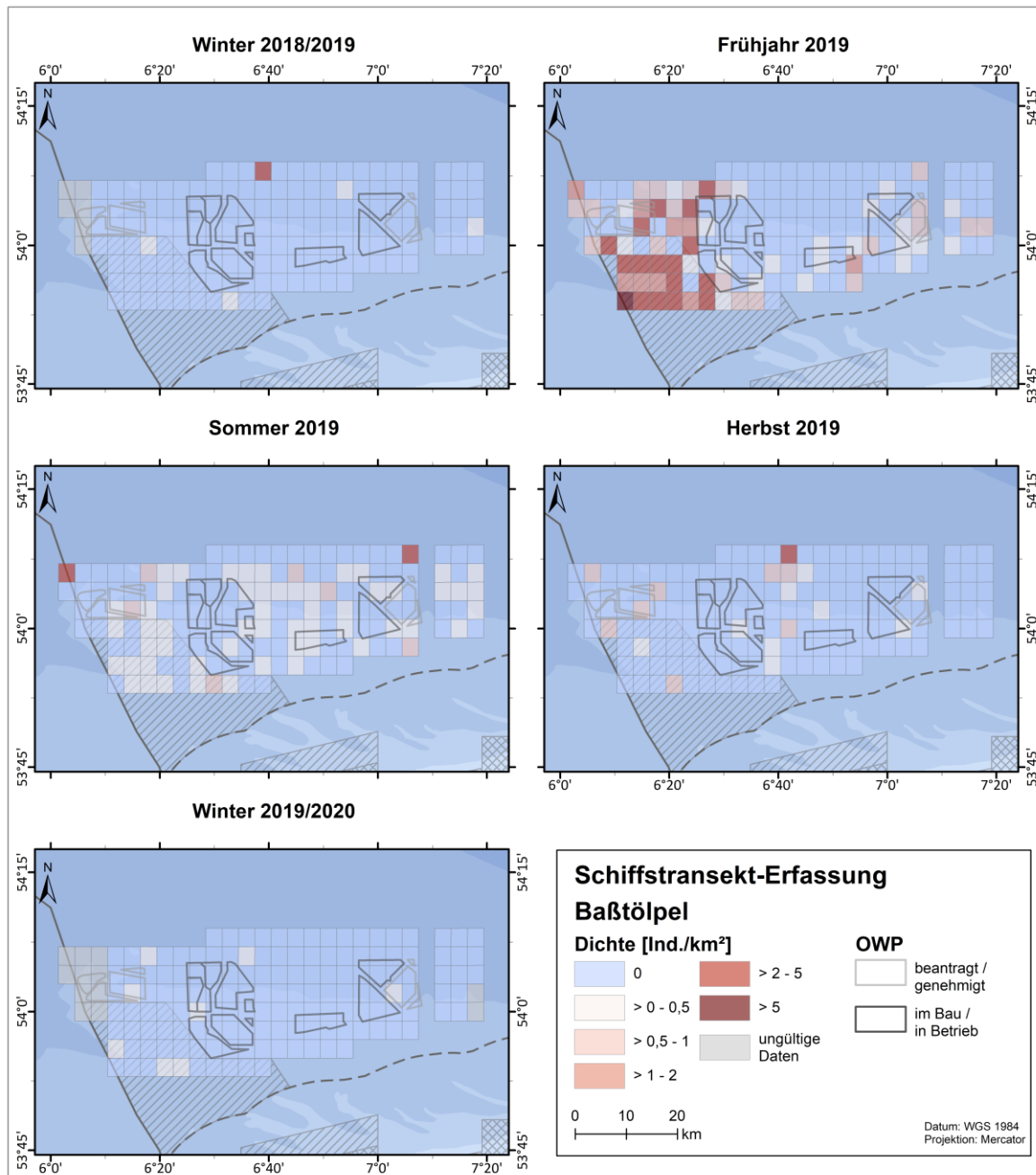


Abb. 4.7 Räumliche Verteilung der Baßtölpel bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

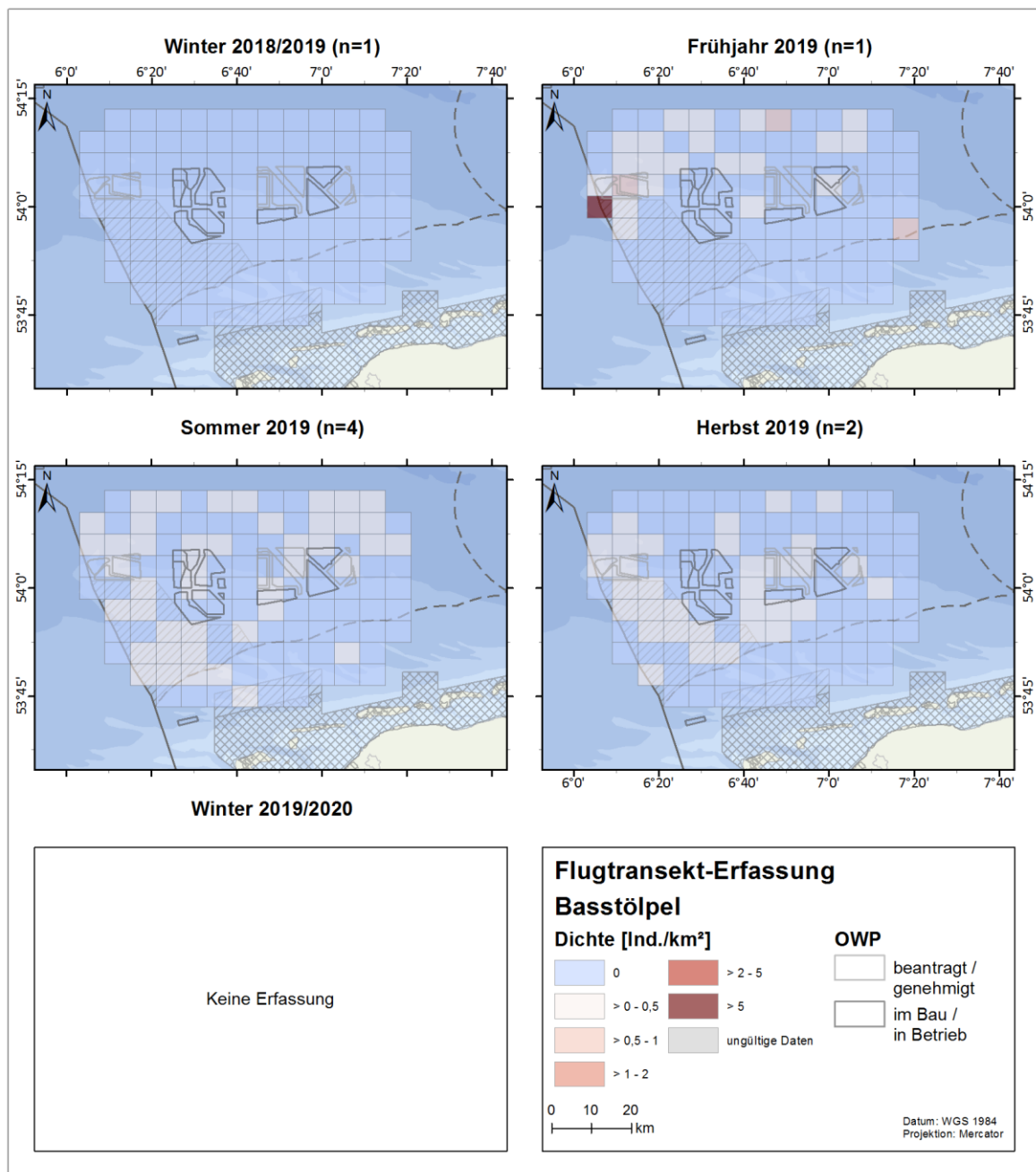


Abb. 4.8 Räumliche Verteilung der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

4.1.2.4 Trauerente (*Melanitta nigra*)

Trauerenten sind ganzjährig in der deutschen Nordsee zu finden. Sehr große Rastbestände treten im Winter vor allem in den Küstengebieten vor Schleswig-Holstein und entlang der Ostfriesischen Inseln auf (Mendel et al. 2008, Spalke et al. 2014). Der Bestand der deutschen Nordsee im Winter wird auf 135.000 Tiere geschätzt (Mendel et al. 2008). In der südöstlichen Nordsee sowie im dänischen Wattenmeer liegen außerdem wichtige Mausergebiete, die ab Sommer aufgesucht werden (Mendel et al. 2008). Generell schwanken die Bestände der Trauerente stark. Es gibt dabei weder im Sommer noch im Winter einen signifikanten Bestandstrend (Markones et al. 2015). Die Hauptnahrung der Trauerenten in den Winterquartieren besteht aus Muscheln, die tauchend bis zu einer Wassertiefe von etwa 20 m (maximal 30 m) erbeutet werden (Mendel et al. 2008).

4.1.2.4.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Bei Schiffstransekt-Erfassungen wurden insgesamt 797 Trauerenten registriert, davon 127 innerhalb des Transektbereiches. Außerdem wurden 39 Individuen der sehr ähnlich aussehenden Samtente (*Melanitta fusca*), davon 24 im Transekt, festgestellt. Die höchsten Saisondichten wurden im Frühjahr mit 0,13 Ind./km² festgestellt (Tab. 4.9). Das monatliche Dichtemaximum wurde im März mit 0,36 Ind./km² nachgewiesen (Tab. 4.3). Samtenten wurden ausschließlich im Dezember festgestellt.

Trauerenten traten im Frühjahr und Winter in lokal hohen Dichten sporadisch im Süden und Osten des Untersuchungsgebietes auf (Abb. 4.10). Die Verteilung war stark durch einzelne individuenstarke Trupps geprägt, die scheinbar zufällig über das Untersuchungsgebiet verteilt waren (Abb. A. 21 bis Abb. A. 31).

4.1.2.4.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden 4.955 Trauerenten festgestellt (Abb. 4.2). Diese deutlich höheren Individuenzahlen im Vergleich zum Vorjahr machten die Trauerente zur zweithäufigsten Art im Fluguntersuchungsgebiet. Die mit Abstand höchsten Trauerentendichten wurden im April festgestellt (7,32 Ind./km²; Tab. 4.4). Diese Dichte war auch die höchste saisonale Dichte im Frühjahr (Tab. 4.9). Darüber hinaus wurden nur im Winter 2018/19 und Herbst Trauerenten erfasst, die Dichten waren aber mit 0,03 bzw. 0,02 Ind./km² deutlich geringer. Im Sommer wurden keine Trauerenten festgestellt und im Winter 2019/20 fand kein Flug statt.

Im Frühjahr wurde ein deutlicher Schwerpunkt der Trauerentenverteilung im Süden, nördlich der Ostfriesischen Inseln innerhalb der 12-Meilen-Zone, mit einigen Rasterzellen > 100 Ind./km² festgestellt (Abb. 4.11). In den übrigen Jahreszeiten wurden Trauerenten nur vereinzelt im Gebiet beobachtet. Trauerenten wurden nicht in den Windparks festgestellt.

Da Trauerenten aufgrund der hohen Wassertiefe (> 20 m) nur sehr selten im Bereich der Windparkflächen vorkamen, wurde eine weiterführende Gradientenanalyse, die Auswirkungen von Bau und Betrieb aufzeigen soll, nicht durchgeführt.

Trauerente Individuendichte

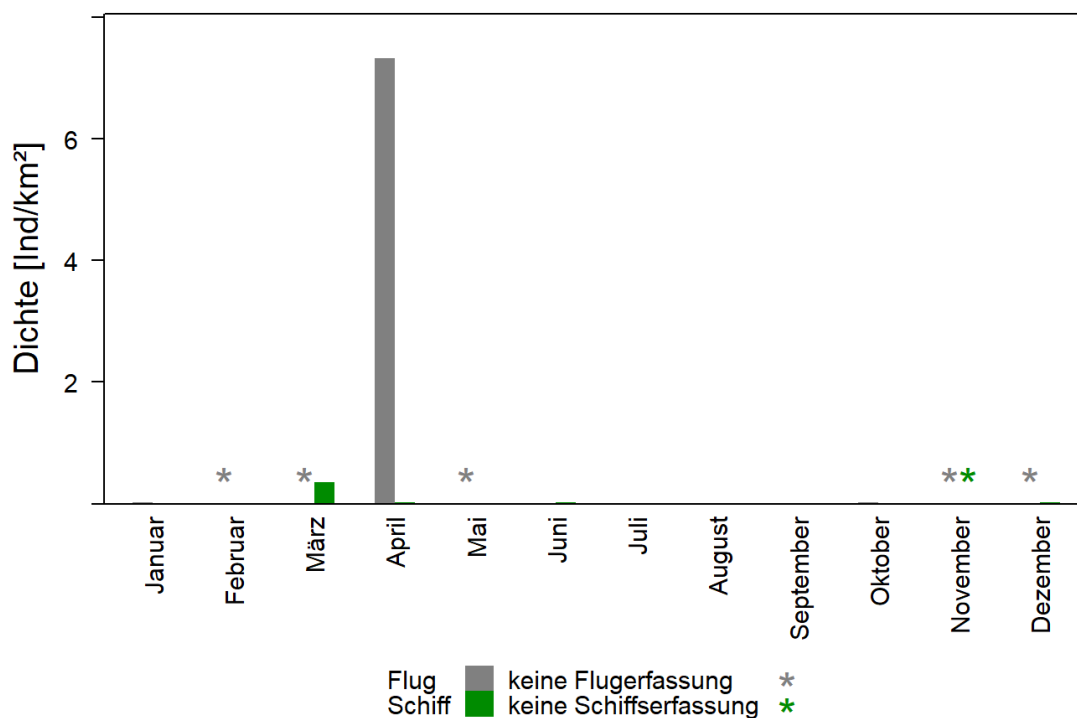


Abb. 4.9 Monatliche Dichten der Trauerenten bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

Tab. 4.9 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Trauerenten sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007). „-“ bedeutet, dass in dieser Saison keine Erfassung durchgeführt wurde.

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2018/19	0	0	2	0,03	0,03	1
Frühjahr 2019	0,13	0 - 0,36	3	7,32	7,32	1
Sommer 2019	0,01	0 - 0,02	4	0	0	5
Herbst 2019	0,01	0,01	1	0,02	0,02	1
Winter 2019/20	0,06	0 - 0,12	2	-	-	0

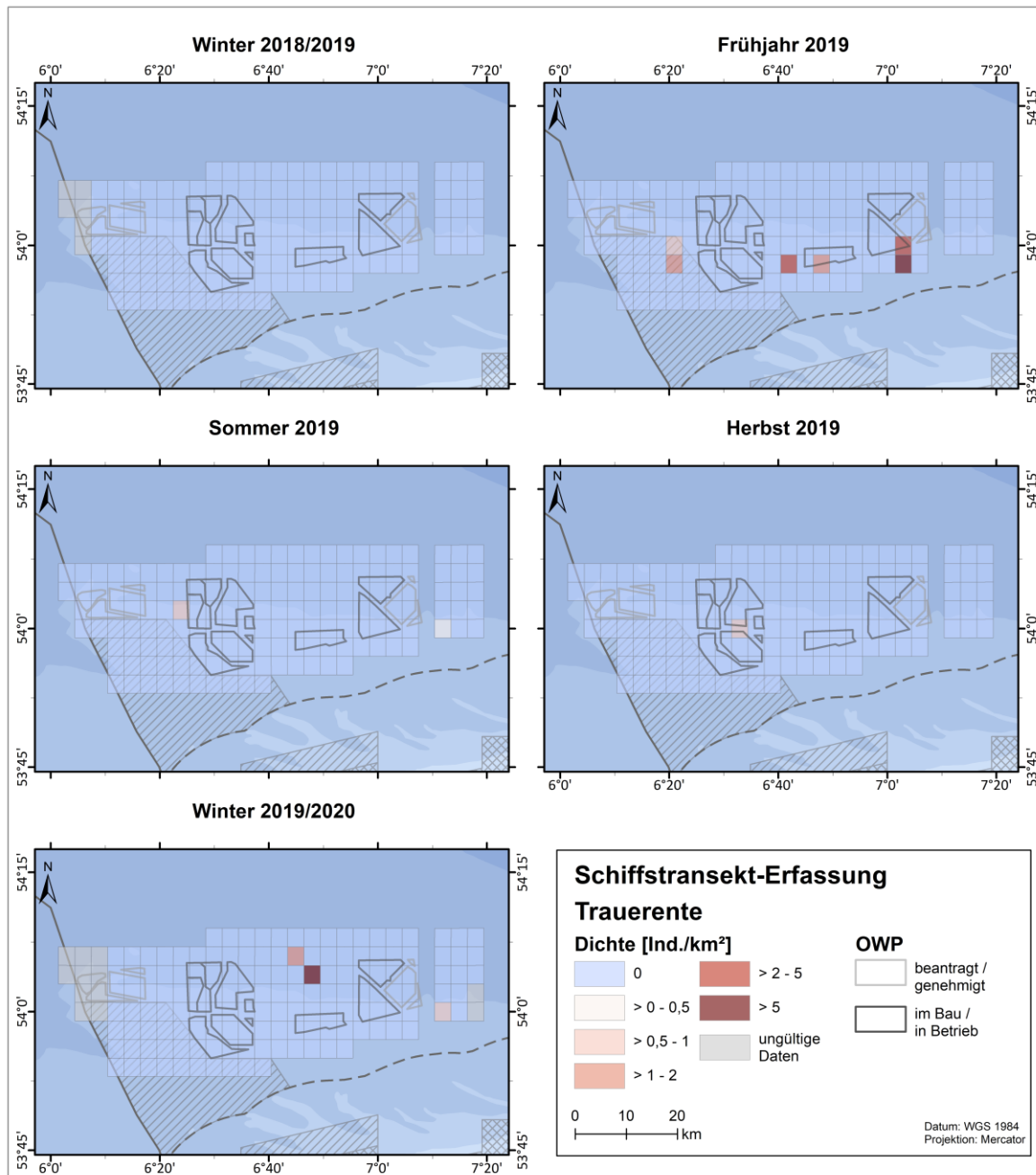


Abb. 4.10 Räumliche Verteilung der Trauerenten bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster 'Nördlich Borkum' zwischen Januar und Dezember 2019.

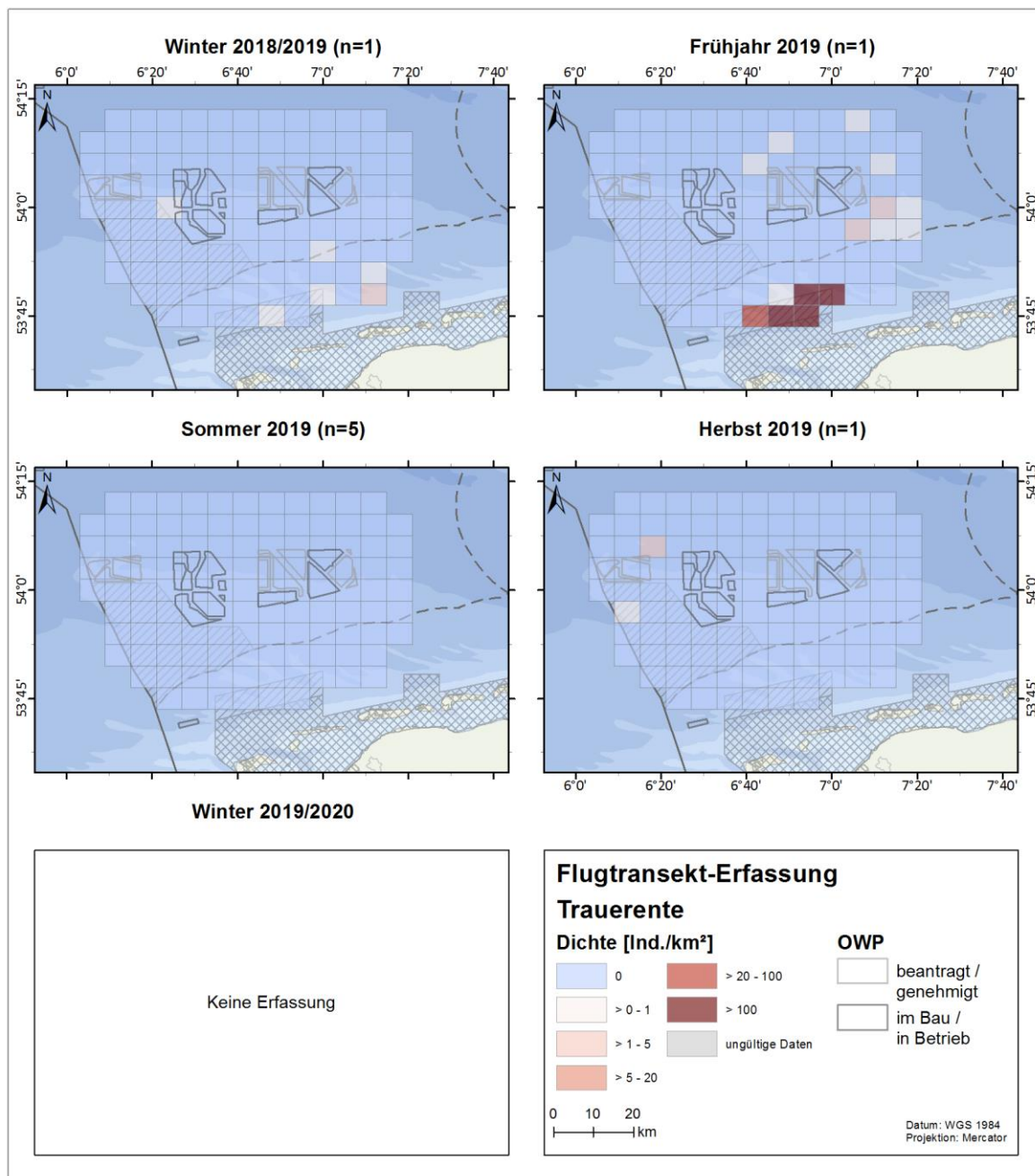


Abb. 4.11 Räumliche Verteilung der Trauerenten nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

4.1.2.5 Zwergmöwe (*Hydrocoloeus minutus*)

Die Zwergmöwe ist in der EU-Vogelschutzrichtlinie in Anhang I als besonders zu schützende Art gelistet. Sie hält sich vor allem im Winter und Frühjahr als Rastvogel oder Durchzügler auf der deutschen Nordsee auf. Die Deutsche Bucht ist dabei als Durchzugsgebiet der Zwergmöwe von großer Bedeutung. Vermutlich zieht fast die gesamte Population des Ostseeraums (23.689 – 45.228 Brutpaare; BirdLife International 2015) zweimal pro Jahr durch die Deutsche Bucht und das Bundesland Schleswig-Holstein (Koop 2002, Dierschke 2003). Der Höhepunkt des Frühjahrszuges wird dabei für Ende April bis Anfang Mai angegeben (Schwemmer & Garthe 2006). Daher kann es bei Erfassungen, die nur an einem Tag im Monat durchgeführt werden, zu großen Schwankungen in den erfassten Individuenzahlen kommen, was eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse erschwert. Außerdem können Rastvögel nicht von Durchzüglern unterschieden werden. Der Rastbestand der Zwergmöwe in der deutschen Nordsee wird für das Frühjahr mit 4.600 Individuen angegeben (Mendel et al. 2008), wobei der Bestand innerhalb der deutschen AWZ mit 11 - 50 Individuen wesentlich geringer ausfällt. Die Verbreitungsschwerpunkte liegen in der Verlängerung der Eidermündung und im Bereich um Helgoland.

4.1.2.5.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Insgesamt wurden 636 Zwergmöwen im Untersuchungszeitraum 2019 festgestellt, von denen sich 392 innerhalb des Transektbereiches befanden. Ein Dichtemaximum wurde mit 0,63 Ind./km² im April (Tab. 4.3) festgestellt. Die höchste saisonale Dichte fiel mit 0,32 Ind./km² damit ebenso ins Frühjahr und in die Zugzeit (Tab. 4.10). Im Sommer wurden keine Individuen im Untersuchungsgebiet festgestellt, im Herbst waren die Dichten gering. Im Winter 2018/19 und Winter 2019/20 wurden dagegen relativ hohe Dichten 0,19 bzw. 0,21 Ind./km² festgestellt. Die Häufigkeitsverteilung im Jahresverlauf (Abb. 4.12), mit hohen Dichten zur Zugzeit und einer stabilen Überwinterungspopulation, entspricht dem für diese Art im Untersuchungsgebiet typischen Muster.

Die Verteilung im Untersuchungsgebiet zeigte zwischen den Jahreszeiten keine einheitliche Präferenz und erschien lückenhaft (Abb. 4.13). Im Winter 2018/19 wurden mehr Tiere im Zentrum des Gebietes, im Frühjahr höhere Dichten im Westen beim FFH-Gebiet und im Winter 2019/20 die höchsten Dichten im Osten nachgewiesen. Im Winter und Frühjahr wurden lokal hohe Dichten festgestellt, was im Frühjahr auf Zugtrupps zurückzuführen ist und im Winter evtl. auf Aggregationen nahrungssuchender Tiere hindeuten könnte. Es wurden auch Zwergmöwen innerhalb von in Betrieb befindlichen OWPs nachgewiesen (Abb. A. 32 bis Abb. A. 38).

4.1.2.5.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Zwergmöwen wurden im aktuellen Untersuchungsjahr seltener erfasst als in den Vorjahren. Insgesamt wurden 318 Individuen registriert (Abb. 4.2). Davon wurden 214 während einer Erfassung im Oktober, zur Herbstzugzeit der Art erfasst. Hieraus ergibt sich die höchste monatliche Dichte von 0,32 Ind./km² (Abb. 4.12, Tab. 4.4). Dies entspricht, hochgerechnet auf das Untersuchungsgebiet, einem Rast-/Zugbestand von 1.221 Individuen. Die höchste saisonale Dichte ergibt sich mit 0,09 Ind./km² im Herbst (Tab. 4.10). Zur Hauptzugzeit der Art im April wurden mit 0,07 Ind./km² im aktuellen Untersuchungszeitraum nur relativ geringe Dichten festgestellt. Im Sommer wurden keine Zwergmöwen nachgewiesen (Abb. 4.12).

Zwergmöwen traten während keiner Jahreszeit in besonders hohen Dichten auf (Abb. 4.14). Die Art zeigte im Herbst die weiträumigste Verteilung im Untersuchungsgebiet. Eine besondere Schwerpunktverteilung war nicht erkennbar. Im Winter 2018/19 und Frühjahr wurde eine weniger weitreichende Verteilung festgestellt. Eine räumliche Präferenz zeigte sich nicht. Innerhalb der im Betrieb befindlichen OWPs wurden zwei Zwergmöwen gesichtet (Abb. A. 127 bis Abb. A. 131).

Zwergmöwe Individuendichte

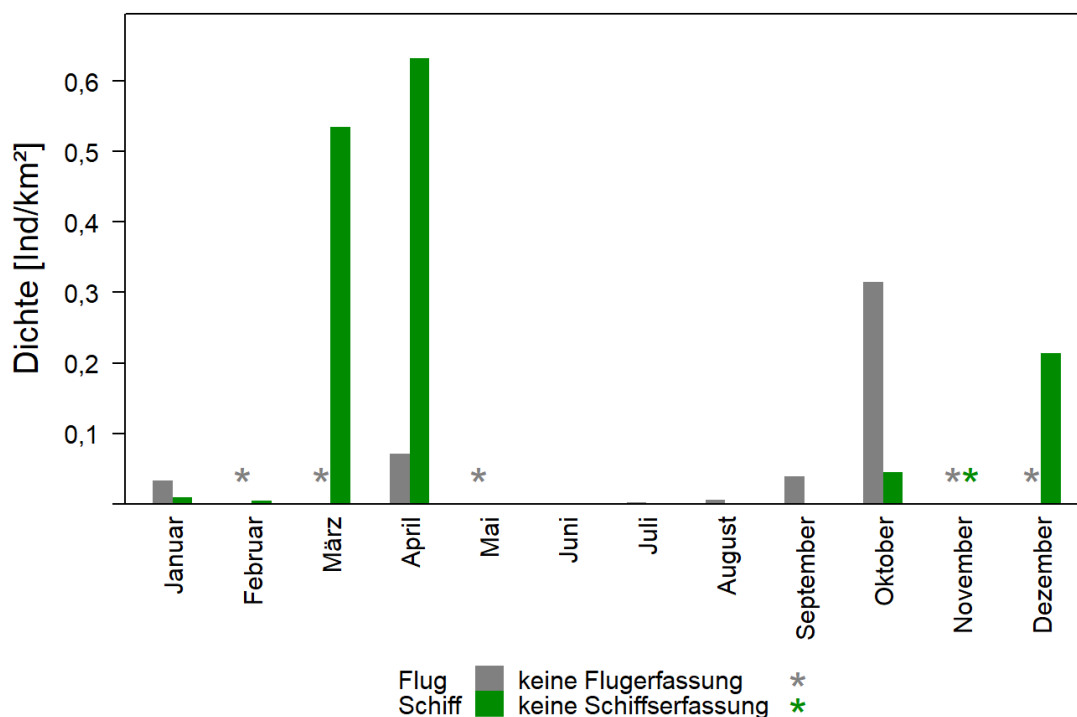


Abb. 4.12 Monatliche Dichten der Zwergmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

Tab. 4.10 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Zwergmöwen sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007). „-“ bedeutet, dass in dieser Saison keine Erfassung durchgeführt wurde.

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2018/19	0,19	<0,01 - 0,53	3	0,03	0,03	1
Frühjahr 2019	0,32	0 - 0,63	2	0,07	0,07	1
Sommer 2019	0	0	1	0	0	2
Herbst 2019	0,01	0 - 0,05	4	0,09	0 - 0,32	4
Winter 2019/20	0,21	0,11 - 0,32	2	-	-	0

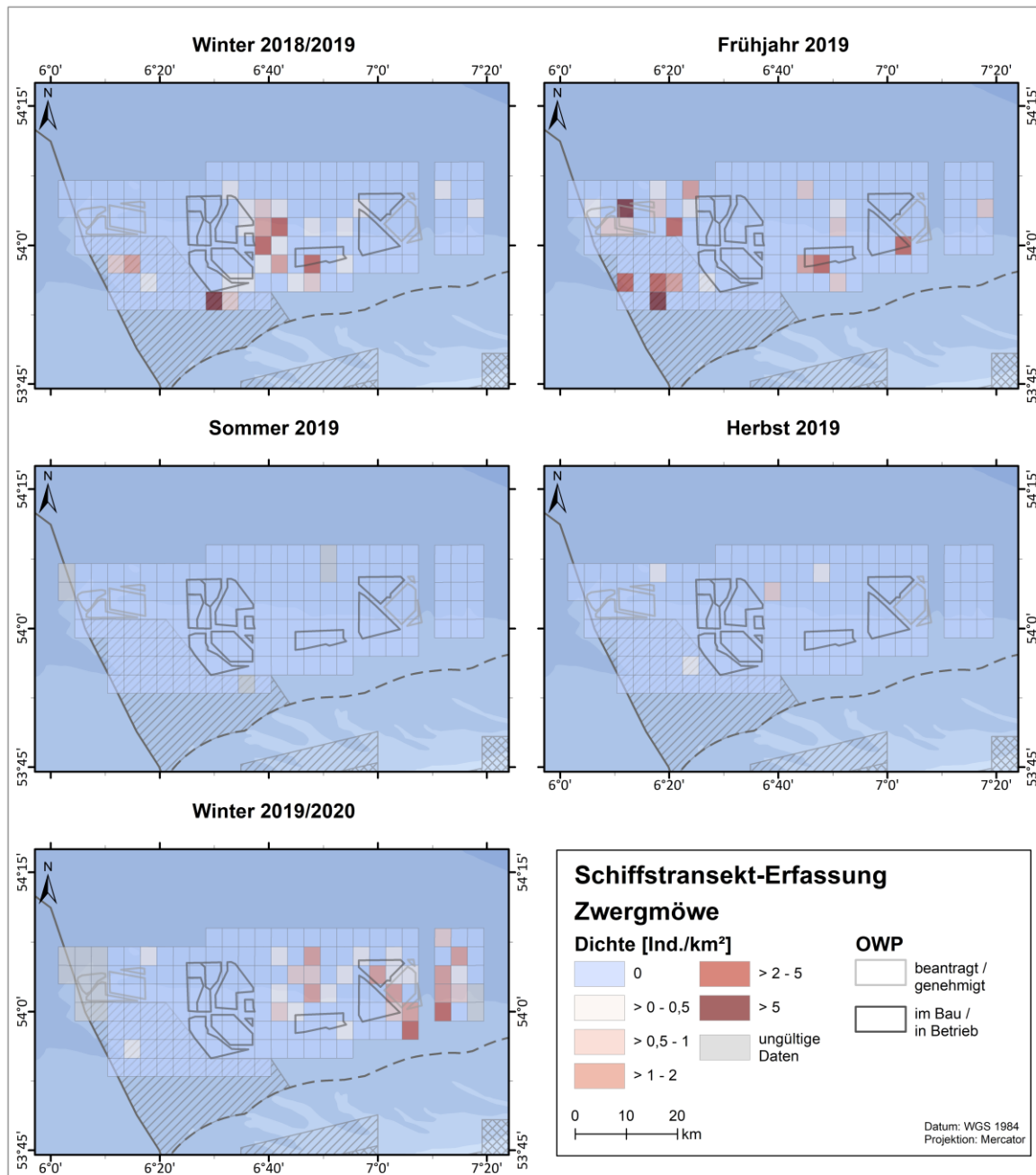


Abb. 4.13 Räumliche Verteilung der Zwergmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.

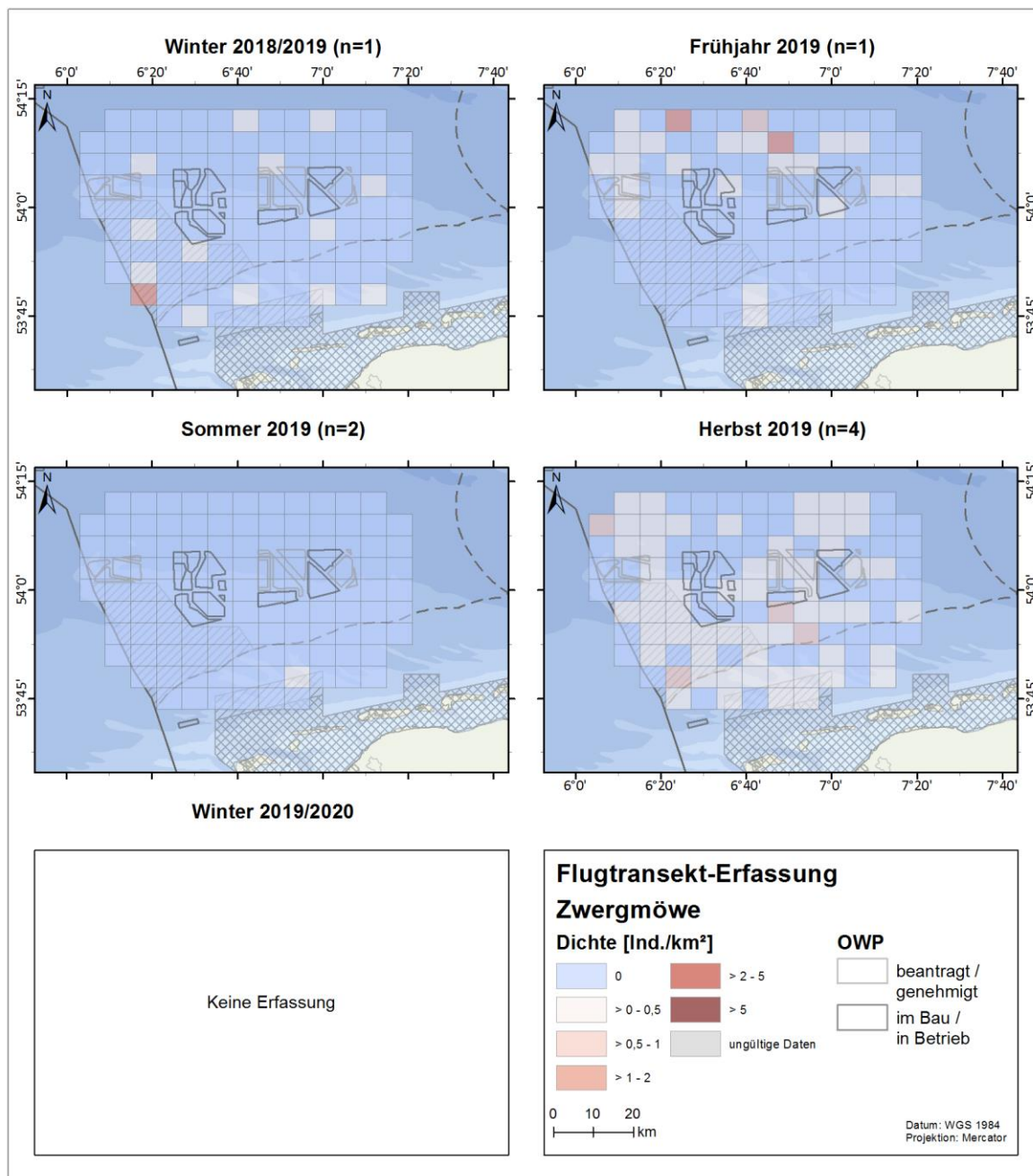


Abb. 4.14 Räumliche Verteilung der Zwergmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

4.1.2.6 Lachmöwe (*Larus ridibundus*)

Lachmöwen sind als weit verbreitete Brut- und Jahresvögel in Deutschland anzutreffen (Mendel et al. 2008). Die in Mitteleuropa beheimatete Population der Lachmöwe brütet in Nord- und Westeuropa und dem südlichen Grönland. Der Brutbestand in Deutschland wurde für 1999 mit 140.000 bis 150.000 beziffert (Südbeck et al. 2009). In den deutschen Nordseegebieten konzentrieren sich die Lachmöwen im gesamten Jahresverlauf in küstennahen Gebieten und sind selten in großen Zahlen offshore zu beobachten (Mendel et al. 2008). Die Rastbestände dieser Art sind im Sommer (160.000 Individuen) bzw. Herbst (170.000 Individuen) am höchsten und nehmen im Winter stark ab (16.000 Individuen; Garthe et al. 2007), da sie sich im Winter aus den Offshore-Gebieten der deutschen Nordsee zurückziehen. Es stellt sich jedoch ein Wintervorkommen mit küstennaher Verbreitung ein (Mendel et al. 2008).

4.1.2.6.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Bei Schiffstransekt-Erfassungen wurden 89 Lachmöwen im Untersuchungsgebiet nachgewiesen, davon acht innerhalb des Transektbereiches. Es wurden ausschließlich im Frühjahr Nachweise dieser Art erbracht. Die höchste Saisondichte wurde mit 0,02 Ind./km² nachgewiesen (Tab. 4.11). Die höchste monatliche Dichte wurde mit 0,02 Ind./km² im April festgestellt (Tab. 4.3).

Aufgrund der sehr geringen Dichten wurde für die Lachmöwe die Verteilung im Untersuchungsgebiet nur in Form von Punktsichtungskarten dargestellt (Abb. A. 39 bis Abb. A. 44).

4.1.2.6.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Lachmöwen wurden während der Flugtransekt-Erfassungen mit 232 Individuen im Untersuchungsgebiet erfasst (Abb. 4.2). Im Jahresverlauf trat die höchste saisonale Dichte mit 0,07 Ind./km² im Herbst auf (Tab. 4.11). Sonst schwankten die Dichten zwischen <0,01 und 0,02 Ind./km². Die höchste monatliche Dichte wurde mit 0,12 Ind./km² im August erfasst (Tab. 4.4).

Von Winter 2017/18 bis Sommer wurden lediglich vereinzelt Lachmöwen im Untersuchungsgebiet festgestellt (Abb. 4.16). Im Herbst waren Lachmöwen weit im Untersuchungsgebiet verbreitet. In keiner Jahreszeit wurde ein Schwerpunkt in der Verbreitung ausgemacht. Die Dichten waren insgesamt gering, innerhalb der jeweiligen Rasterzellen bewegten sie sich zwischen 0 - 2 Ind./km². Innerhalb der in Betrieb befindlichen Windparks wurden 18 Lachmöwen erfasst (Abb. A. 132 bis Abb. A. 138).

Aufgrund der geringen Individuenzahlen im Untersuchungsgebiet wurde darauf verzichtet, für Lachmöwen eine Gradientenanalyse durchzuführen.

Lachmöwe Individuendichte

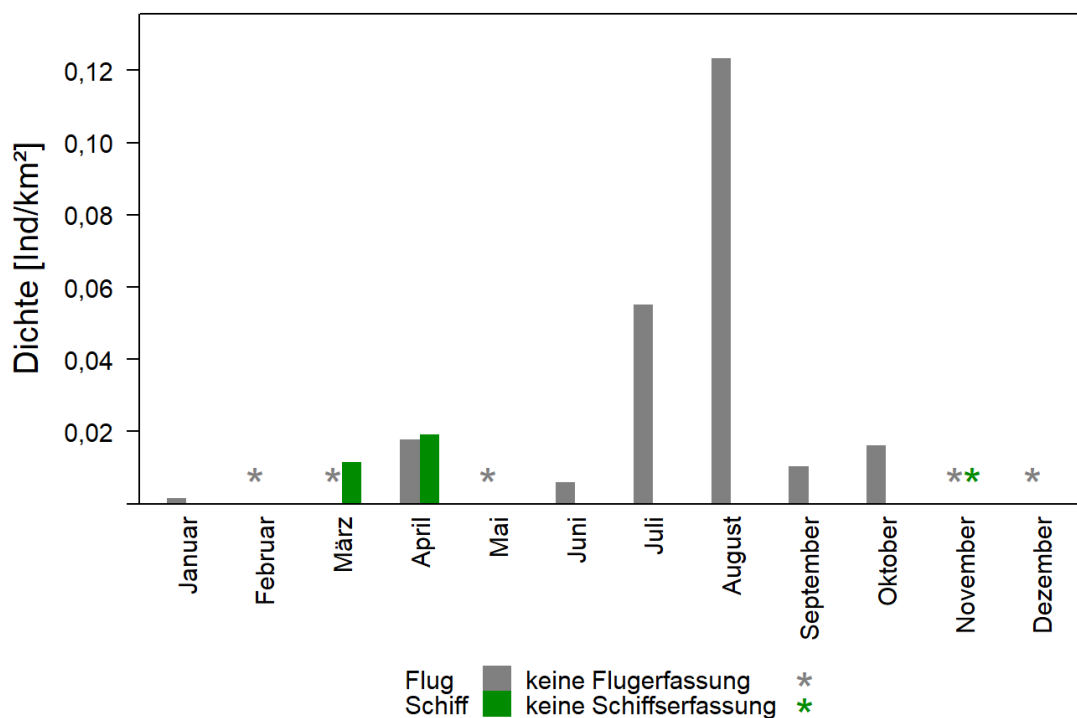


Abb. 4.15 Monatliche Dichten der Lachmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

Tab. 4.11 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Lachmöwen sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007). „-“ bedeutet, dass in dieser Saison keine Erfassung durchgeführt wurde.

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2018/19	0	0	2	<0,01	<0,01	1
Frühjahr 2019	0,02	0,01 - 0,02	2	0,02	0,02	1
Sommer 2019	0	0	2	0,01	0,01	1
Herbst 2019	0	0	4	0,07	0,01 - 0,21	5
Winter 2019/20	0	0	2	-	-	0

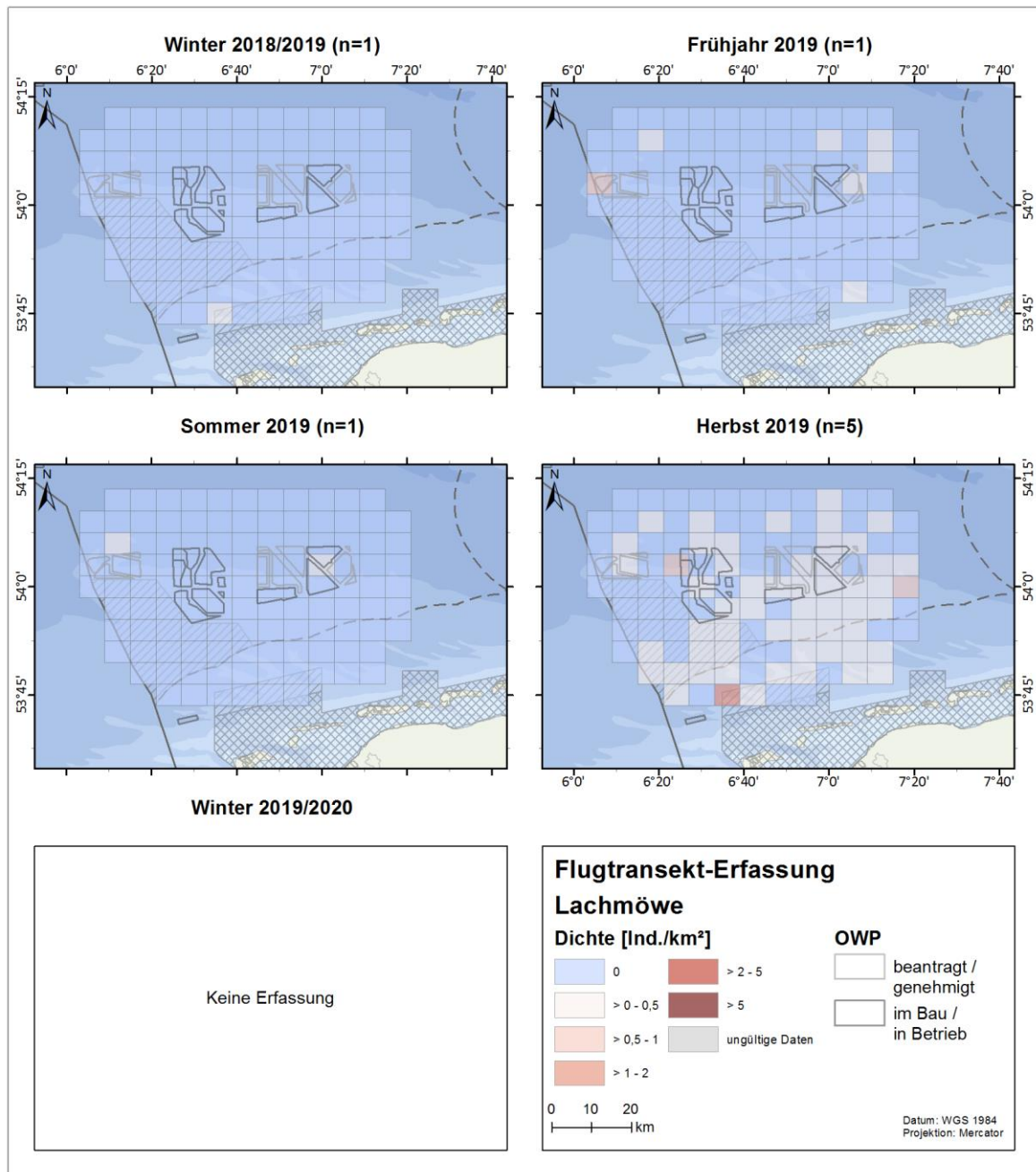


Abb. 4.16 Räumliche Verteilung der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster 'Nördlich Borkum' zwischen Januar und Dezember 2019.

4.1.2.7 Sturmmöwe (*Larus canus*)

Die Sturmmöwe ist im Süden und Osten der deutschen Nordsee im Winterhalbjahr eine weit verbreitete und häufige Seevogelart mit Beständen von 50.000 Individuen im Winter und 65.000 Individuen im Herbst (Mendel et al. 2008). Im Winter kommen Sturmmöwen in hohen Dichten im gesamten küstennahen Bereich bis zur 20 m–Tiefenlinie vor und darüber hinaus in geringeren Dichten. Auch im Sommer sind die Bestände in der deutschen Nordsee hoch (30.000 Ind.; Mendel et al. 2008). Sturmmöwen sind typische Brutvögel an der deutschen Küste. Markones et al. (2015) zeigen für Sturmmöwen aber einen stark negativen Bestandstrend im Sommer zwischen 1990 und 2013. Sturmmöwen haben ein breites Nahrungsspektrum und erbeuten während der Brutzeit ihre Nahrung sowohl an Land als auch im Watt. Im Winter folgen sie auch häufig Garnelenkuttern (Walter & Becker 1997, Kubetzki 2002). Sturmmöwen weisen eine geringe Fluchtdistanz vor Schiffen auf (Garthe et al. 2004) bzw. werden eher von ihnen angezogen und scheinen wenig empfindlich gegenüber anthropogenen Faktoren wie Schifffahrt (Mendel et al. 2008) oder OWPs (Garthe & Hüppop 2004) zu sein.

4.1.2.7.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Sturmmöwen wurden fast das ganze Jahr im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Insgesamt wurden 1.180 Individuen dieser Art erfasst, davon 684 im Transektbereich. Die Jahresphänologie zeigte relativ geringe Saisondichten im Frühjahr und Herbst (0,03 - 0,08 Ind./km²), mittlere im Winter 2018/19 (0,21 Ind./km²) und keine Nachweise im Sommer während der Brutzeit (Tab. 4.12). Die höchsten Dichten wurden im Winter 2019/20 festgestellt (1,03 Ind./km²; Tab. 4.12). Ein deutliches monatliches Dichtemaximum wurde im Dezember (1,03 Ind./km² insgesamt bzw. 1,95 Ind./km² auf der 2. Ausfahrt im Dezember) nachgewiesen, während die übrigen Monate vergleichsweise geringere Dichten zeigten (Tab. 4.3; Abb. 4.17).

Sturmmöwen nutzten das Untersuchungsgebiet in allen Jahreszeiten, außer dem Sommer, lückenhaft aber großräumig in geringen bis lokal hohen Dichten (Abb. 4.18). Dabei zeigten sie meist keine besonderen räumlichen Präferenzen, nur im Winter 2019/20 war eine Konzentration im Westen des Gebietes beim FFH-Gebiet und innerhalb der OWPs ‚Trianel Windpark Borkum‘, ‚Borkum Riffgrund 2‘ und ‚Merkur‘ zu sehen. Wie viele andere Seevögel sammeln sich Sturmmöwen in Gruppen an Orten mit einer Nahrungsquelle (Garthe & Hüppop 1994, Walter & Becker 1997). Somit sind die lokal hohen Dichten möglicherweise auf Aggregationen an Fischschwärmen oder Fischereifahrzeugen zurückzuführen. Innerhalb der OWP-Gebiete wurden häufig Sturmmöwen gesichtet (Abb. A. 47 bis Abb. A. 50).

4.1.2.7.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Sturmmöwen waren mit 586 Individuen nach der Heringsmöwe die zweithäufigste *Larus*-Möwen-Art (Abb. 4.2). In der Gesamtartenhäufigkeit war die Sturmmöwe die sechsthäufigste Art. Die höchste Dichte der Sturmmöwe wurde mit 0,42 Ind./km² im Oktober festgestellt (Tab. 4.4, Abb. 4.17). Die höchste saisonale Dichte wurde mit 0,23 Ind./km² im Winter 2018/19 erfasst (Tab. 4.12). Diese jahreszeitliche Dichte wurde lediglich durch die Januardichte bedingt, während im artspezifischen Herbst vier Erfassungen stattfanden.

Während aller Jahreszeiten waren Sturmmöwen weit über das Untersuchungsgebiet verstreut (Abb. 4.19). Zwischen Winter 2018/19 und Sommer war die Verteilung lückenhaft, im Herbst war die Verteilung großflächiger. Vereinzelt wurden höhere Dichten festgestellt. Auffällig ist die Akkumulation der Sturmmöwen im Winter 2018/19 und Frühjahr im Bereich der Windparks. Im Herbst wurde kein verstärktes Aufkommen der Sturmmöwe im Bereich der Windparks beobachtet. Zusammenhänge mit Fischereiaktivitäten sind nicht auszuschließen. Innerhalb der Windparks im Betrieb wurden 56 Sturmmöwen erfasst (Abb. A. 139 bis Abb. A. 146).

Sturmmöwe Individuendichte

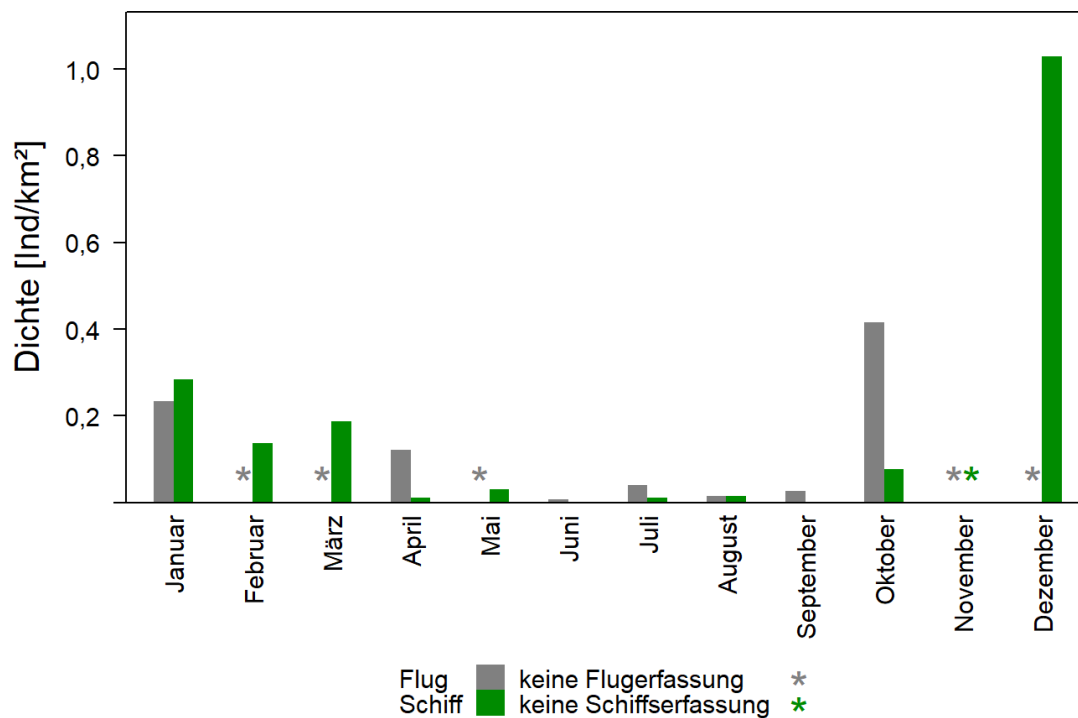


Abb. 4.17 Monatliche Dichten der Sturmmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

Tab. 4.12 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Sturmmöwen sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007). „-“ bedeutet, dass in dieser Saison keine Erfassung durchgeführt wurde.

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2018/19	0,21	0,14 - 0,28	2	0,23	0,23	1
Frühjahr 2019	0,08	0,01 - 0,19	3	0,12	0,12	1
Sommer 2019	0	0	1	0,02	0,01 - 0,04	2
Herbst 2019	0,03	0 - 0,08	4	0,12	0,01 - 0,42	4
Winter 2019/20	1,03	0,10 - 1,95	2	-	-	0

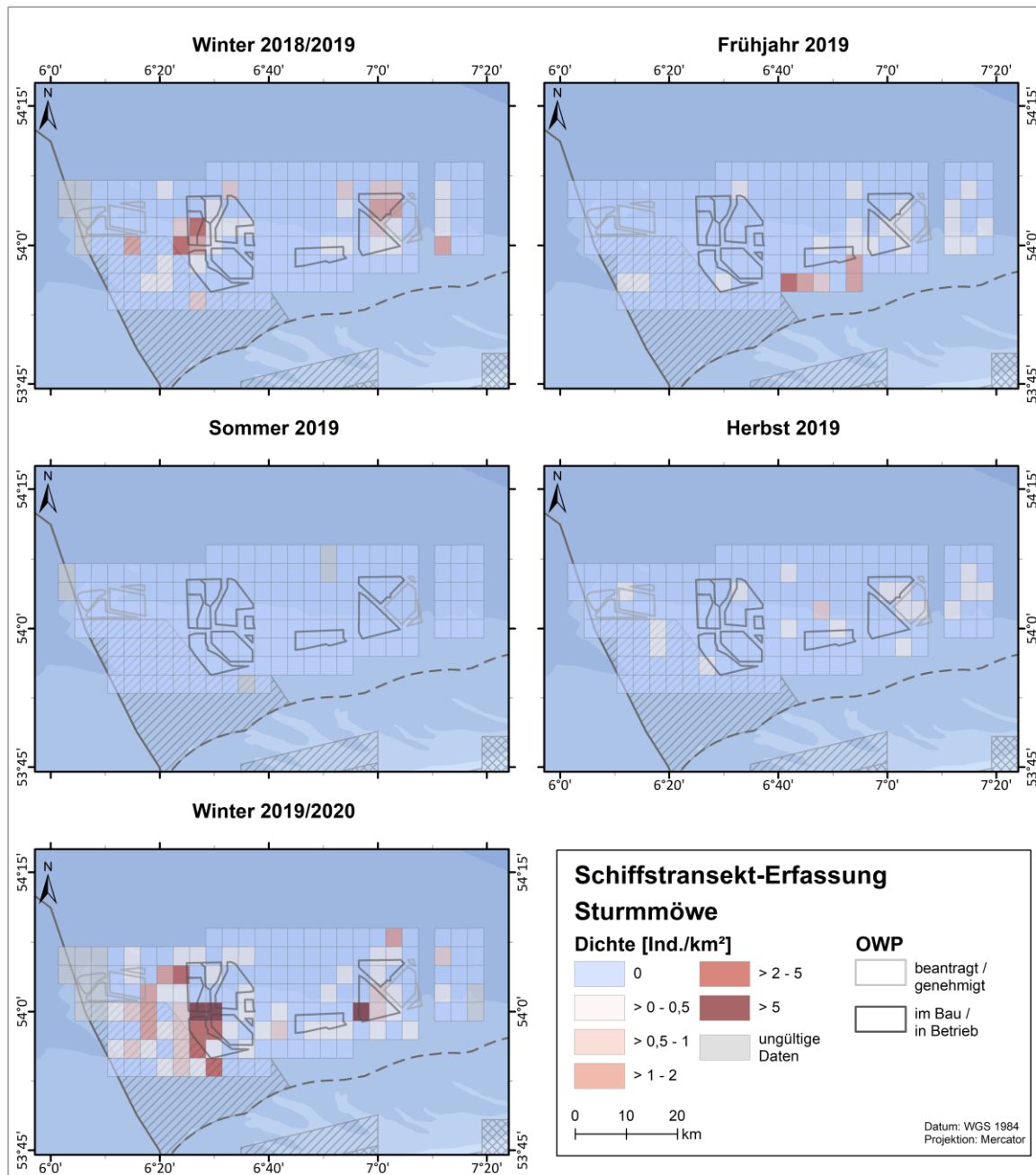


Abb. 4.18 Räumliche Verteilung der Sturmmöwen bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.

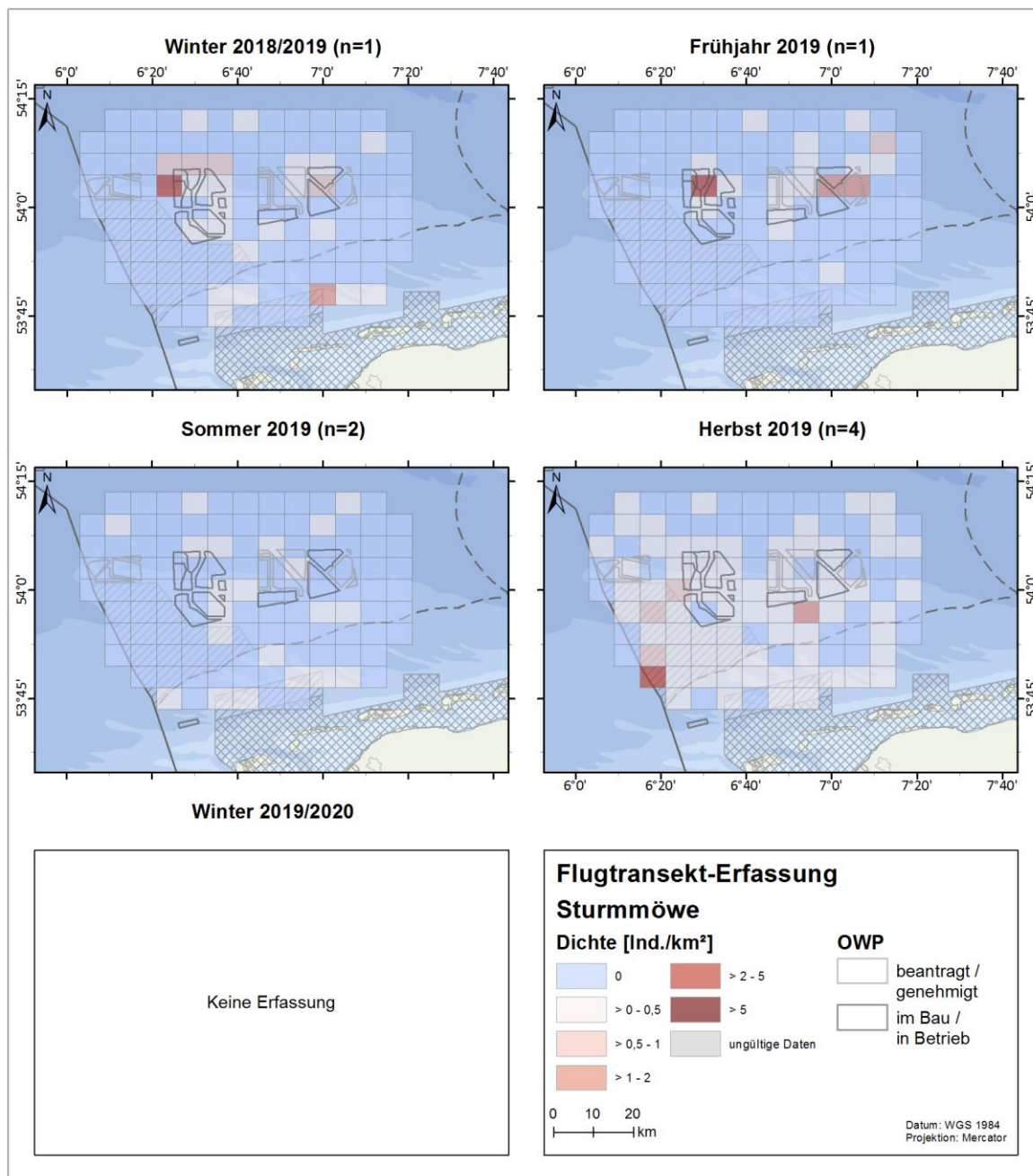


Abb. 4.19 Räumliche Verteilung der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster 'Nördlich Borkum' zwischen Januar und Dezember 2019.

4.1.2.8 Heringsmöwe (*Larus fuscus*)

In der deutschen Nordsee gehört die Heringsmöwe sowohl während der Brutperiode (Mai - Juli) als auch in der Nachbrutzeit (Juli - September) zu den häufigsten Arten (Mendel et al. 2008). In Deutschland brüten etwa 34.000 Paare (Mendel et al. 2008), davon 29.000 Paare an der Nordseeküste. Die Verbreitung erstreckt sich entlang der Nordseeküste bis weit in den Offshore-Bereich, mit hohen Dichten vor allem nördlich der Ostfriesischen Inseln und etwas geringeren Dichten im Seegebiet westlich von Sylt. Heringsmöwen sind Zugvögel und werden im Winter nur vereinzelt gesichtet. Die Art ist offshore häufig als Schiffsfolger anzutreffen (Schwemmer & Garthe 2005) und ernährt sich zu einem großen Teil von Fischereiabfällen („Discards“). Dabei sind Heringsmöwen oft in gemischten Trupps mit anderen Großmöwen zu beobachten (Mendel et al. 2008). Die lokalen Bestandsdichten und die Verteilung werden in hohem Maße durch Fischereiaktivitäten beeinflusst, was zu deutlichen Dichtevariationen im Raum führen kann.

4.1.2.8.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Die Heringsmöwe war bei den Schiffstransekt-Erfassungen die zweithäufigste Art im Transektbereich. Es wurden 3.079 Individuen nachgewiesen, von denen sich 1.388 Tiere im Transekt befanden. Zwischen März und Oktober wurden durchgehend Heringsmöwen im Untersuchungsgebiet nachgewiesen, mit Dichtemaxima im Juni (1,88 Ind./km²) und Juli (1,59 Ind./km²; Abb. 4.20, Tab. 4.3). Die saisonale Dichte war im Sommer am höchsten, diese Jahreszeit wurde ausschließlich durch die Erfassungsfahrt im Juni abgedeckt (Tab. 4.13).

Heringsmöwen zeigten im Frühjahr und Herbst eine relativ gleichmäßige, großflächige Verbreitung im Untersuchungsgebiet mit mittleren bis hohen Dichten - im Herbst fast flächendeckend, im Frühjahr lückenhafter (Abb. 4.21). Im Sommer wurden mittlere bis hohe Dichten der Heringsmöwe festgestellt, die sich auf den Westen des Untersuchungsgebietes konzentrierten, jedoch wurden auch im Osten relativ großflächig mittlere Dichten nachgewiesen, während die Mitte weniger stark genutzt wurde. Im Winter wurden keine Heringsmöwen nachgewiesen. Auch innerhalb der OWPs wurden Heringsmöwen festgestellt (Abb. A. 54 bis Abb. A. 62).

4.1.2.8.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Heringsmöwen waren bei den Flugtransekt-Erfassungen mit 5.208 Individuen die häufigste Art im Untersuchungsgebiet und damit auch der häufigste Vertreter der *Larus*-Möwen. Heringsmöwen wurden bei den Flugtransekt-Erfassungen lediglich im Januar nicht festgestellt (Abb. 4.20). Die höchste monatliche Dichte wurde mit 3,53 Ind./km² im Juli festgestellt (Tab. 4.4). Neben hoher Dichten im Juni ergab sich aus ebenfalls hohen Dichten im Juli (Tab. 4.4) die höchste saisonale Dichte im Sommer mit 2,24 Ind./km² (Tab. 4.13).

Heringsmöwen kamen im Sommer und Herbst flächendeckend im Untersuchungsgebiet vor (Abb. 4.22). Während die Rasterdichten im Sommer flächendeckend recht hoch waren, zeigte sich im Herbst ein Cluster der höchsten Dichten in der südlichen Hälfte des Untersuchungsgebietes, der bis ins Zentrum reichte. Im Frühjahr wurden hohe Rasterdichten im Bereich einiger in Betrieb befindlichen Windparks im Cluster ‚Nördlich Helgoland‘ festgestellt, während im restlichen Untersuchungsgebiet nur vereinzelt Heringsmöwen erfasst wurden. Im Winter 2018/19 wurden

keine Heringsmöwen festgestellt. Ein Zusammenhang des Verbreitungsmusters mit Fischereiaktivitäten ist nicht auszuschließen und kann lokal hohe Rasterdichten erklären.

Heringsmöwe Individuendichte

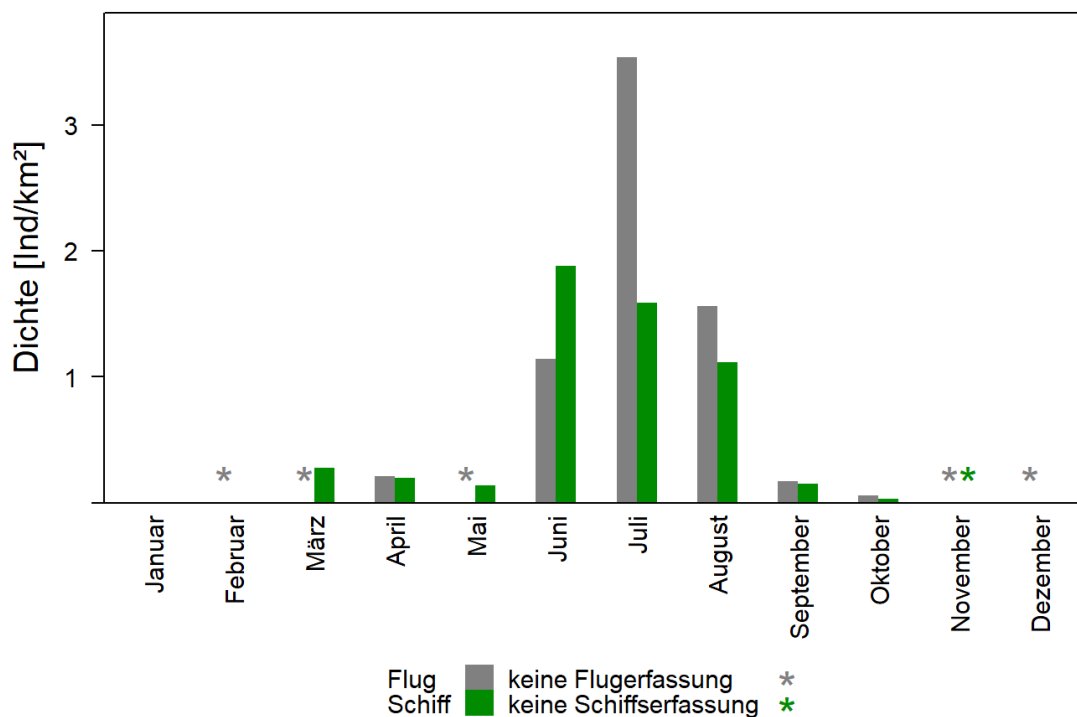


Abb. 4.20 Monatliche Dichten der Heringsmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.

Tab. 4.13 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Heringsmöwen sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007). „-“ bedeutet, dass in dieser Saison keine Erfassung durchgeführt wurde.

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2018/19	0	0	2	0	0	1
Frühjahr 2019	0,20	0,14 - 0,28	3	0,21	0,21	1
Sommer 2019	1,88	1,88	1	2,24	1,14 - 3,53	2
Herbst 2019	0,72	0,03 - 1,59	4	0,83	0,06 - 1,79	4
Winter 2019/20	0	0	2	-	-	0

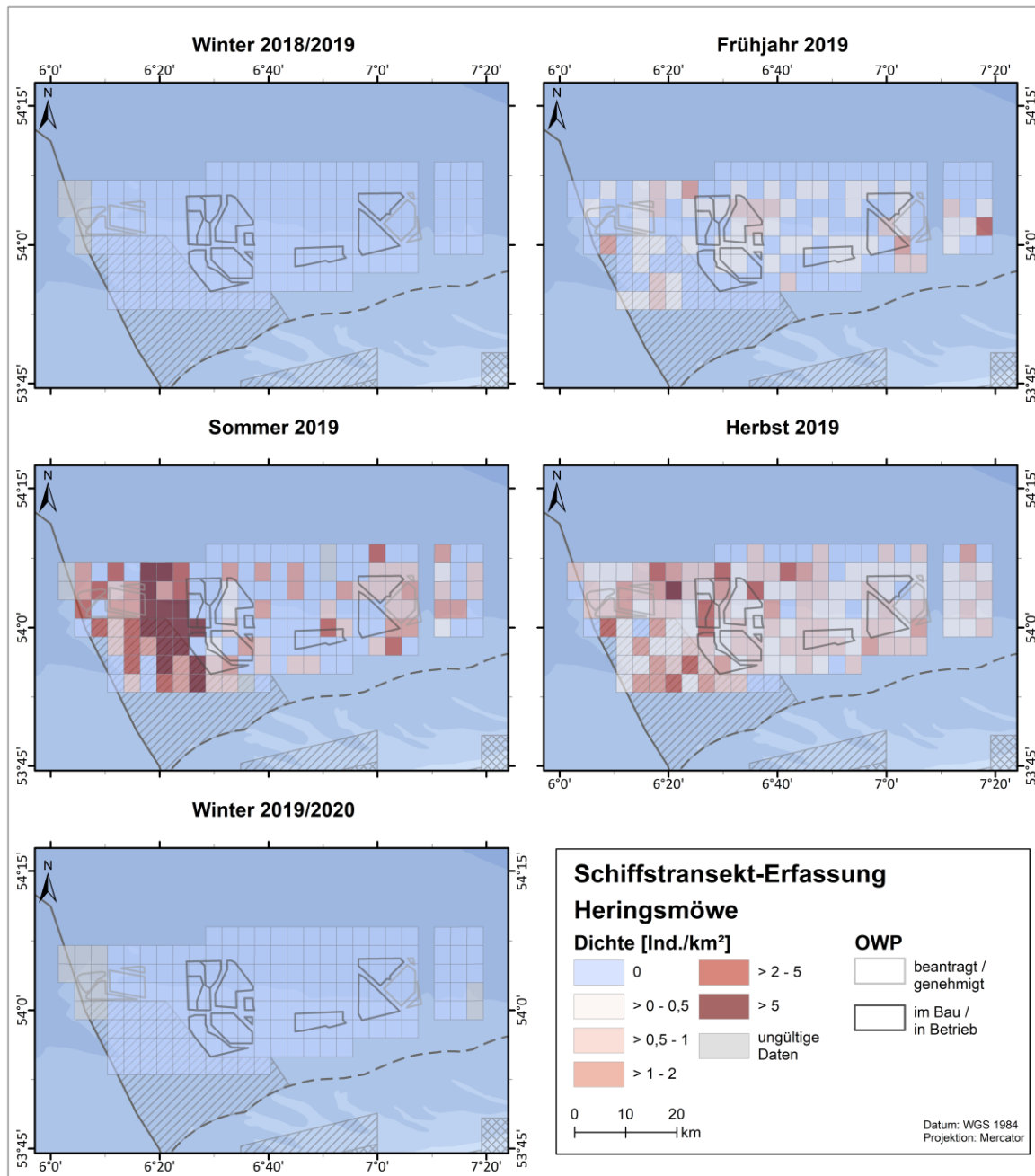


Abb. 4.21 Räumliche Verteilung der Heringsmöwen bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster 'Nördlich Borkum' zwischen Januar und Dezember 2019.

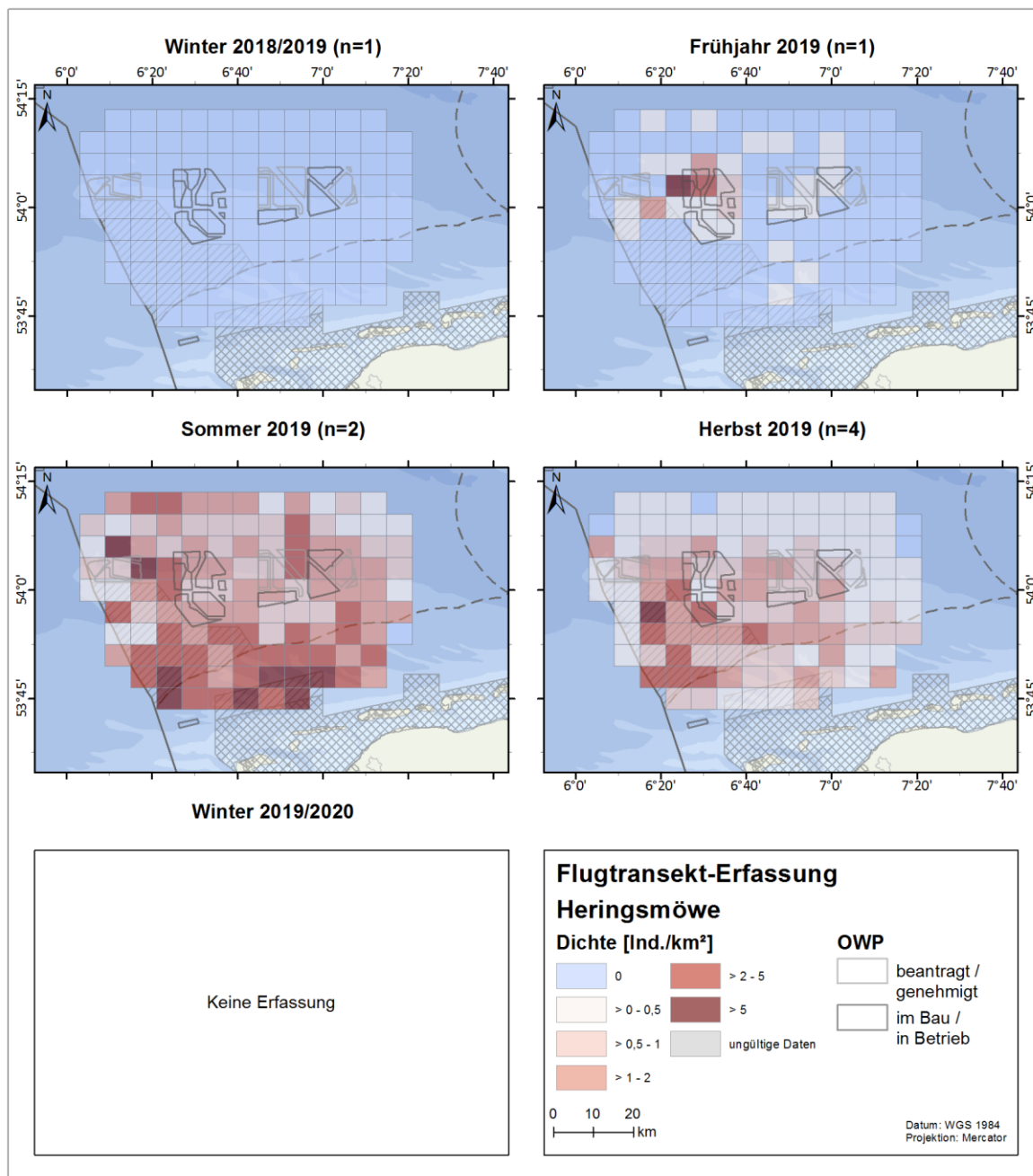


Abb. 4.22 Räumliche Verteilung der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

4.1.2.9 Silbermöwe (*Larus argentatus*)

An der deutschen Nordseeküste gibt es etwa 34.000 Brutpaare der Silbermöwe (Mendel et al. 2008). Im Frühjahr und Sommer kommt diese Art in hohen Dichten hauptsächlich entlang der Küste vor. Im Winter verlagern sich dann die Bestände von den küstennahen Bereichen in den Offshore-Bereich der AWZ. Der Großteil des Bestandes verbleibt allerdings küstennah. Silbermöwen ernähren sich opportunistisch und nutzen im Offshore-Bereich auch häufig Fischereiabfälle als Nahrungsquelle (Mendel et al. 2008). Durch die Reduktion von anthropogenen Nahrungsquellen (Mülldeponien, Fischereiabfälle) kann es besonders im Winter oder zur Brutzeit zu Nahrungsengpässen kommen. Die Bestände der Silbermöwe in der deutschen Nordsee zeigten im Sommer eine moderate Abnahme (Markones et al. 2015).

4.1.2.9.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Silbermöwen wurden mit insgesamt 156 Individuen im Untersuchungsgebiet nachgewiesen, von denen 44 innerhalb des Transektbereiches festgestellt wurden. Die höchsten Monatsdichten wurden mit gemittelt 0,04 Ind./km² im Dezember (0,02 bzw. 0,07 Ind./km² auf der 1. bzw. 2. Ausfahrt des Dezembers) nachgewiesen, die höchste saisonale Dichte mit 0,04 Ind./km² im Winter 2019/20 (Tab. 4.14).

Die Silbermöwe zeigte keinen Schwerpunkt in der Verteilung im Untersuchungsgebiet (Abb. 4.24). Innerhalb der OWPs wurden auch vereinzelt Individuen dieser Art festgestellt (Abb. A. 154 bis Abb. A. 161). Da sich Silbermöwen generell hauptsächlich im küstennahen Bereich aufhalten, reichte das Schiffs-Untersuchungsgebiet nicht in das bevorzugte Habitat dieser Art hinein.

4.1.2.9.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Insgesamt wurden 2019 150 Silbermöwen im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Individuen dieser Art wurden während aller Flugtransekt-Erfassungen in geringen Anzahlen gesichtet (Abb. 4.23), die höchste Dichte wurde dabei im Oktober mit 0,06 Ind./km² erreicht. Die saisonalen Dichten bewegten sich zwischen 0,04 Ind./km² im Winter 2018/19 und 0,01 Ind./km² im Frühjahr (Tab. 4.14), im Sommer und Herbst wurden jeweils 0,03 Ind./km² erreicht. Im Winter 2019/20 fand keine Erfassung statt.

Die Art zeigte eine lückenhafte Verteilung im Untersuchungsgebiet (Abb. 4.25). Während des Jahresverlaufs wurde kaum eine gerichtete Verteilung festgestellt. In den in Betrieb befindlichen OWPs wurden 20 Silbermöwen nachgewiesen (Abb. A. 154 bis Abb. A. 161).

Ein detaillierter Vergleich der Dichten mit den Vorjahren wurde nicht durchgeführt, da er aufgrund der geringen Individuenzahlen wenig Aussagekraft besitzt.

Außerdem wurde aufgrund der geringen Individuenzahlen im Untersuchungsgebiet darauf verzichtet, für Silbermöwen eine Gradientenanalyse durchzuführen.

Silbermöwe Individuendichte

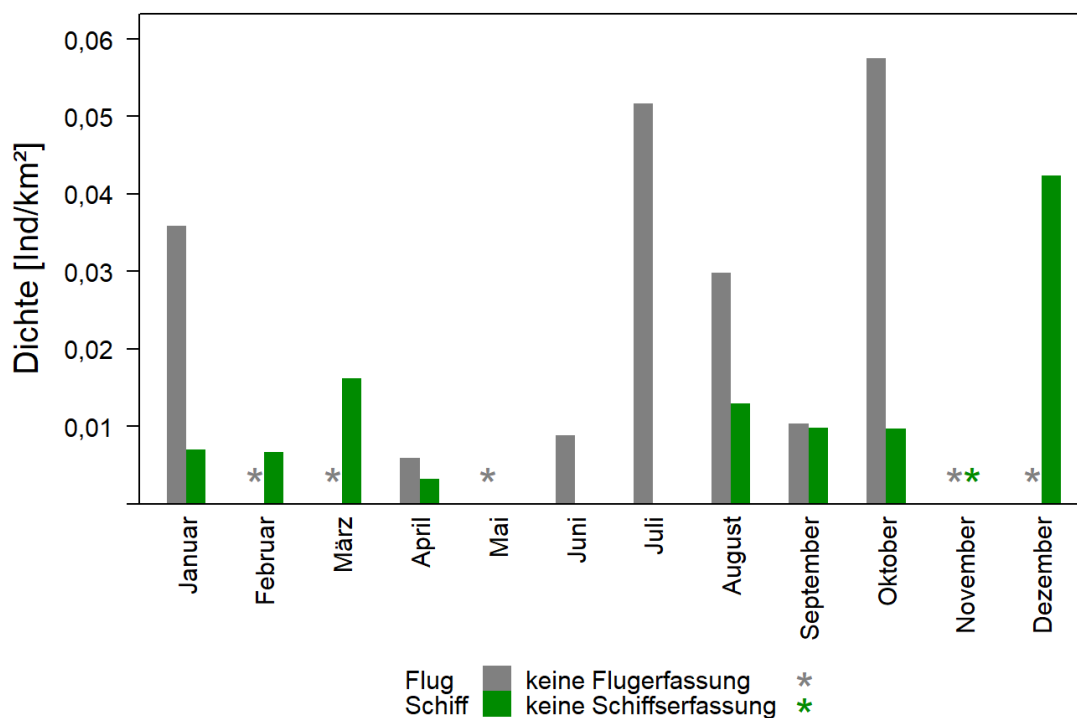


Abb. 4.23 Monatliche Dichten der Silbermöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.

Tab. 4.14 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Silbermöwen sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007). „-“ bedeutet, dass in dieser Saison keine Erfassung durchgeführt wurde.

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2018/19	0,01	0,01	2	0,04	0,04	1
Frühjahr 2019	0,01	0 - 0,02	3	0,01	0,01	1
Sommer 2019	0	0	1	0,03	0,01 - 0,05	2
Herbst 2019	0,01	0 - 0,01	4	0,03	0,01 - 0,06	4
Winter 2019/20	0,04	0,02 - 0,07	2	-	-	0

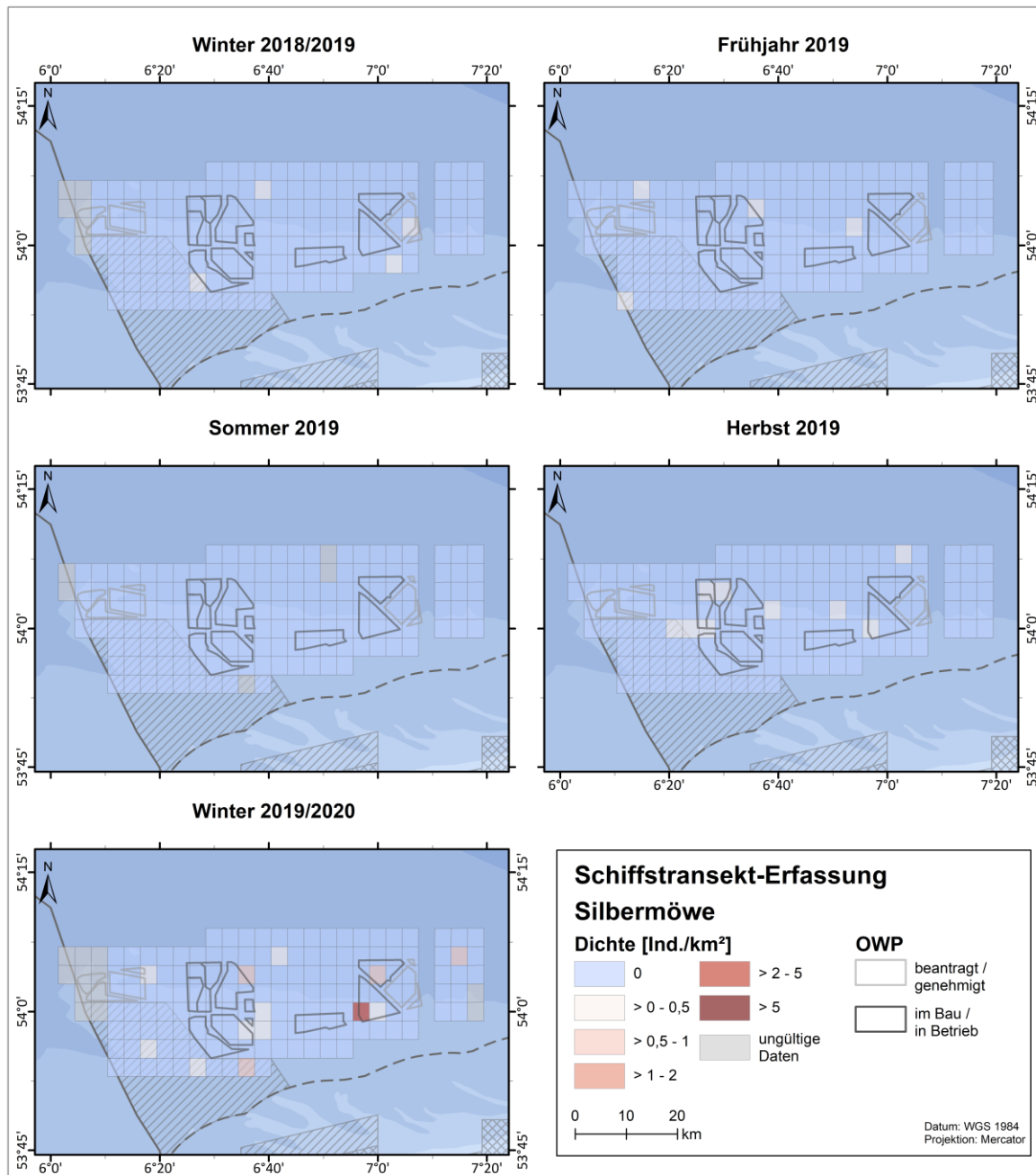


Abb. 4.24 Räumliche Verteilung der Silbermöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.

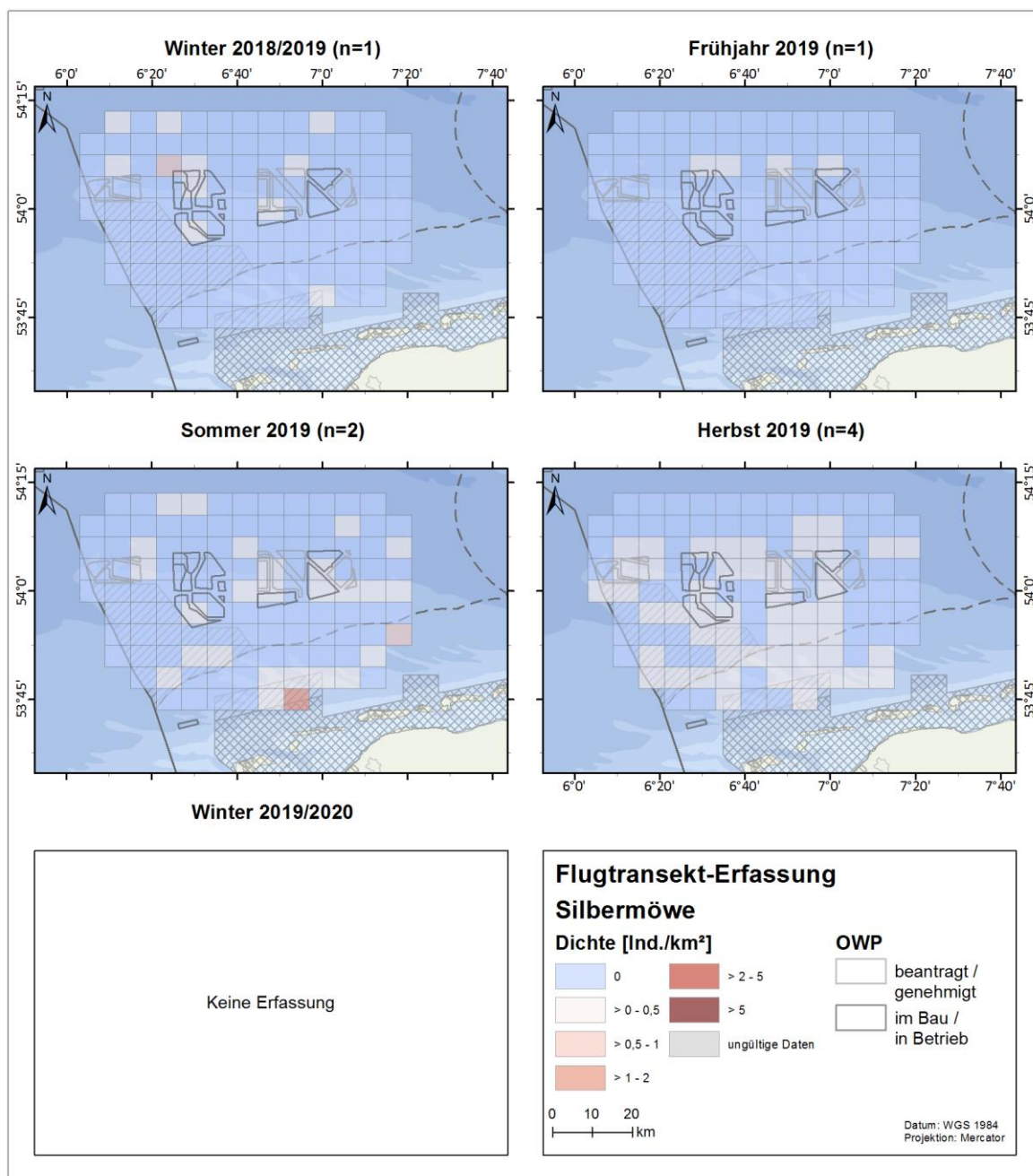


Abb. 4.25 Räumliche Verteilung der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster 'Nördlich Borkum' zwischen Januar und Dezember 2019.

4.1.2.10 Mantelmöwe (*Larus marinus*)

Mantelmöwen sind ganzjährig als Rastvogel oder Durchzügler auf der deutschen Nordsee anzutreffen (Mendel et al. 2008). Die Hauptbrutgebiete dieser Art liegen an den Küsten der nördlichen Nordsee bis nach Russland und auf den arktischen Inseln. Im Frühjahr und Sommer kommen Mantelmöwen in der deutschen Nordsee verstreut über den Küsten- und Offshore-Bereich in geringen bis mittleren Dichten vor. Im Herbst werden die höchsten Anzahlen in der deutschen Nordsee mit 16.500 Individuen erreicht (Mendel et al. 2008). Dabei bildet sich ein starkes Wintervorkommen im Mündungsgebiet von Elbe und Weser, welches sich bis nach Helgoland erstreckt.

4.1.2.10.1 *Schiffstransekt-Erfassungen*

Während des Untersuchungszeitraumes 2019 wurden 107 Mantelmöwen festgestellt, von denen sich 54 Individuen innerhalb des Transektbereiches befanden. Die Dichten waren insgesamt sehr gering, jedoch wurden bei allen Erfassungsfahrten Mantelmöwen im Untersuchungsgebiet nachgewiesen (Abb. 4.26). Die höchste saisonale Dichte lag nur bei 0,03 Ind./km² im Herbst und Winter 2019/20, wobei in den übrigen Jahreszeiten ähnlich niedrige Dichten nachgewiesen wurden (Tab. 4.15). Das monatliche Dichtemaximum wurde mit jeweils 0,03 Ind./km² im August, Oktober und Dezember nachgewiesen (Tab. 4.3). Besonders gering waren die Dichten im Frühjahr und Sommer.

Wie die Silbermöwe erschien auch die Mantelmöwe in geringen lokalen Dichten relativ zufällig über das Untersuchungsgebiet verteilt (Abb. 4.27). Mantelmöwen wurden auch innerhalb der OWPs festgestellt (Abb. A. 162 bis Abb. A. 167).

4.1.2.10.2 *Digitale Flugtransekt-Erfassungen*

Mantelmöwen wurden während aller Flugtransekt-Erfassungen außer im Juni in geringer Zahl im Untersuchungsgebiet angetroffen (n = 106; Abb. 4.26). Die höchste monatliche Dichte wurde im Oktober mit 0,04 Ind./km² erreicht (Tab. 4.4). Die höchste saisonale Dichte wurde mit je 0,03 Ind./km² im Winter 2018/19 und Herbst erfasst (Tab. 4.15). Im Frühjahr und Sommer wurden sehr geringe Dichten festgestellt.

Im Winter 2018/19, Frühjahr und Sommer kamen Mantelmöwen nur sporadisch im Untersuchungsgebiet vor. Im Herbst war die Verbreitung weiträumiger, jedoch waren die Rasterzelldichten insgesamt gering (Abb. 4.28). In den in Betrieb befindlichen OWPs wurden 20 Mantelmöwen nachgewiesen (Abb. A. 162 bis Abb. A. 167).

Aufgrund der geringen Individuenzahlen im Untersuchungsgebiet wurde darauf verzichtet, für Mantelmöwen eine Gradientenanalyse durchzuführen.

Mantelmöwe Individuendichte

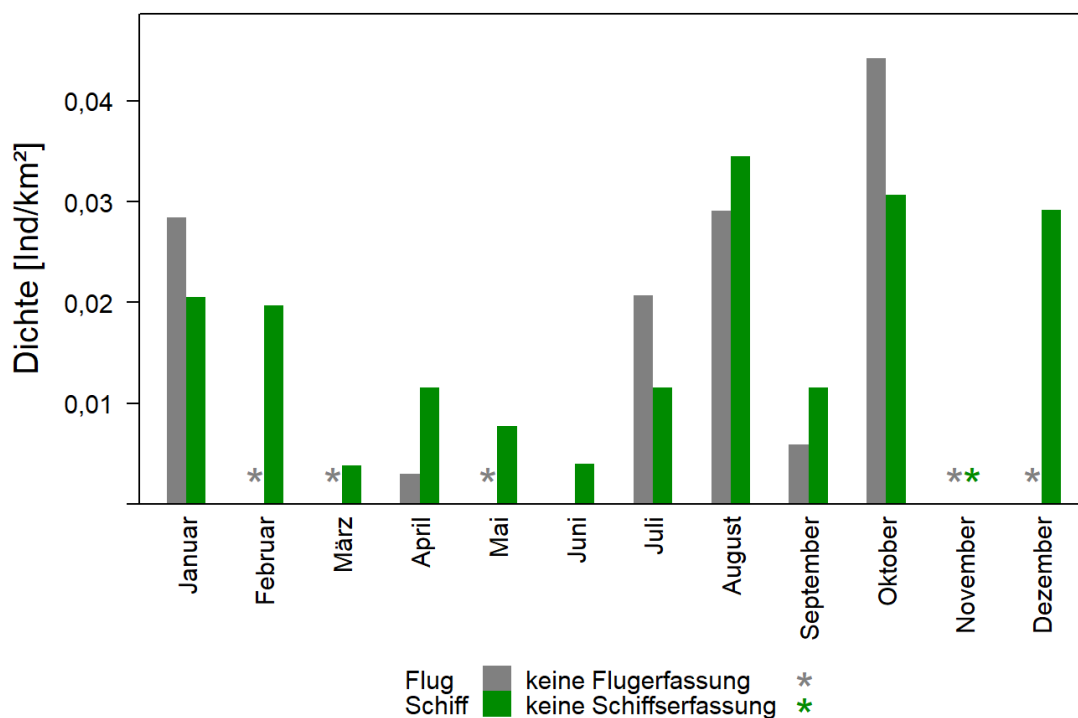


Abb. 4.26 Monatliche Dichten der Mantelmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

Tab. 4.15 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Mantelmöwen sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007). „-“ bedeutet, dass in dieser Saison keine Erfassung durchgeführt wurde.

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2018/19	0,02	0,02	2	0,03	0,03	1
Frühjahr 2019	0,01	<0,01 - 0,01	2	<0,01	<0,01	1
Sommer 2019	0,01	<0,01 - 0,01	3	0,01	0 - 0,02	2
Herbst 2019	0,03	0,01 - 0,03	3	0,03	0,01 - 0,04	4
Winter 2019/20	0,03	0,03	2	-	-	0

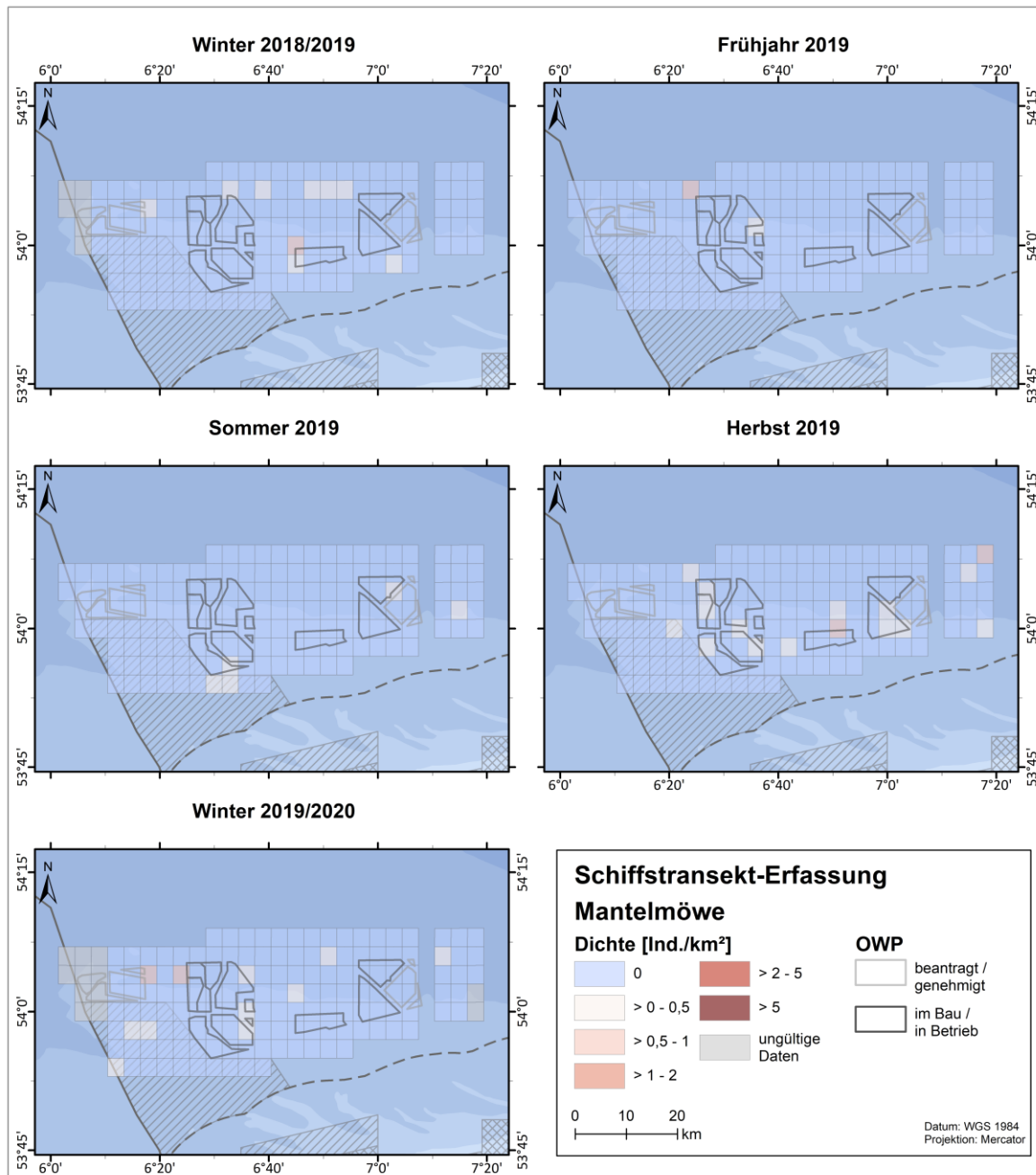


Abb. 4.27 Räumliche Verteilung der Mantelmöwen bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.

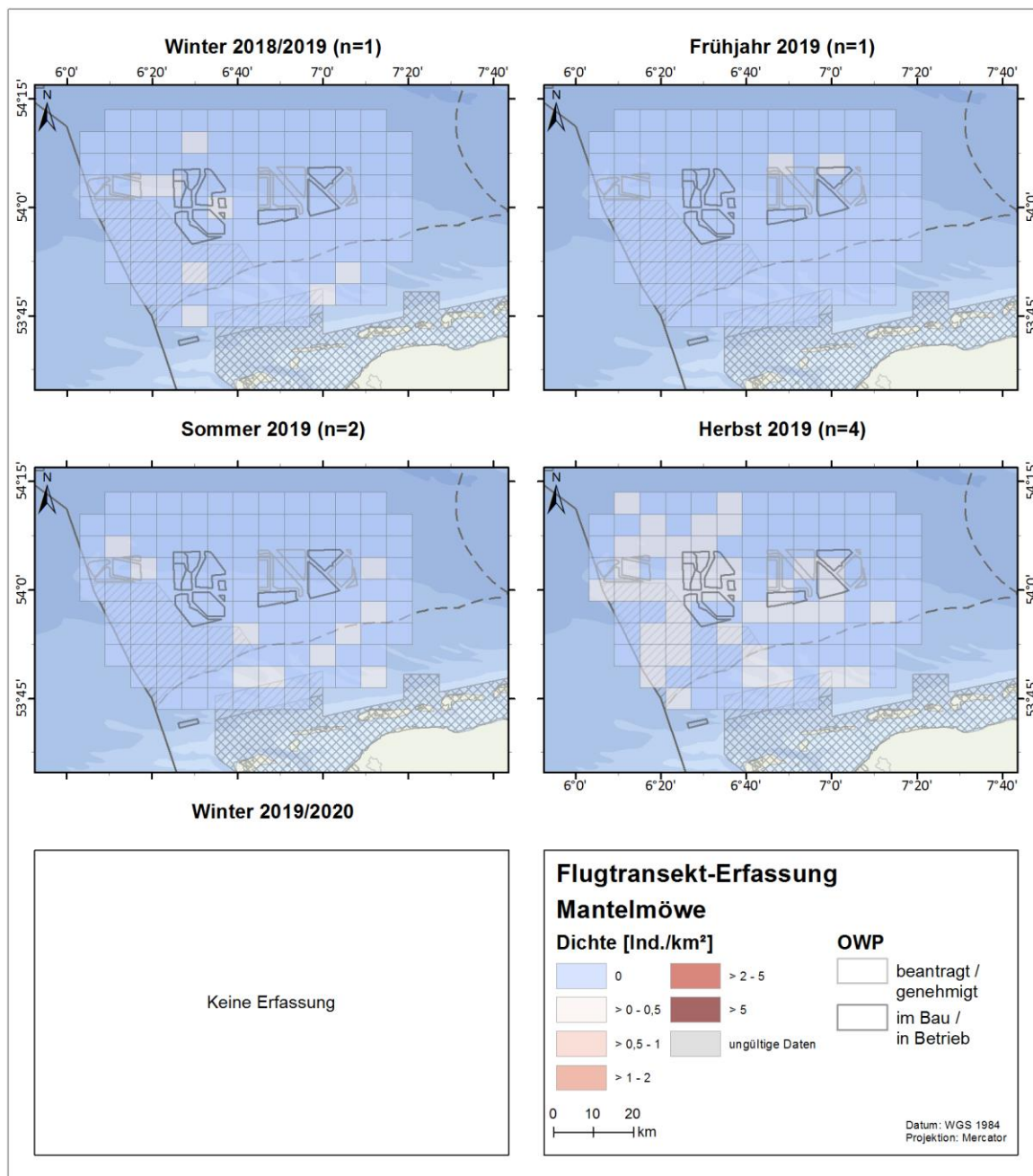


Abb. 4.28 Räumliche Verteilung der Mantelmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

4.1.2.11 Dreizehenmöwe (*Rissa tridactyla*)

Dreizehenmöwen sind ausgeprägte Hochseevögel und halten sich nur zur Brutzeit an Land auf (Mendel et al. 2008). In der deutschen Nordsee sind sie im Frühjahr und Sommer vor allem rund um die Brutkolonie auf Helgoland zu finden. Hier wurden 2019 insgesamt 3.871 Brutpaare (Walter 2020) verzeichnet. Der Aktionsradius zur Nahrungssuche reicht bis etwa 35 km Entfernung zu Helgoland (Dierschke et al. 2004). Dreizehenmöwen sind dabei häufig hinter Fischereifahrzeugen anzutreffen, wo sie sich von Fischereiabfällen ernähren. Der Sommerbestand für die deutsche Nordsee beträgt etwa 20.000 Individuen (Mendel et al. 2008). Die Bestände der Dreizehenmöwen in der deutschen Nordsee zeigten zwischen 1990 und 2013 einen deutlichen, signifikanten Rückgang im Sommer nach Schiffstransekt-Erfassungen des BfN (Markones et al. 2015).

4.1.2.11.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Insgesamt wurden 1.486 Individuen der Dreizehenmöwe nachgewiesen, davon 706 im Transektbereich. Das Vorkommen dieser Art konzentrierte sich auf die Wintermonate und das Frühjahr. Die höchste saisonale Dichte wurde mit 0,62 Ind./km² im Frühjahr nachgewiesen (Tab. 4.16), das monatliche Maximum mit 1,23 Ind./km² im März (Tab. 4.3).

In beiden Wintersaisons sowie dem Frühjahr zeigte sich eine relativ großflächige Verteilung der Art im Untersuchungsgebiet in meist mittleren lokalen Dichten, wobei ein leichter Schwerpunkt im FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘ zu erkennen war (Abb. 4.30). Im Herbst zeigte sich eine leichte Präferenz für den Westen des Gebietes, während die wenigen Nachweise im Sommer relativ zufällig über das Untersuchungsgebiet verteilt erschienen. Dreizehenmöwen wurden innerhalb der OWPs festgestellt (Abb. A. 77 bis Abb. A. 85).

4.1.2.11.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Dreizehenmöwen waren mit 923 Individuen im Untersuchungsgebiet vertreten (Abb. 4.2). Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden bei allen Erfassungen Dreizehenmöwen festgestellt. Die höchste Individuenzahl wurde im Oktober mit 0,72 Ind./km² festgestellt (Abb. 4.29, Tab. 4.4). Von Frühjahr bis Herbst wurden nur geringe Dichten festgestellt. Die höchste saisonale Dichte ergibt sich im Winter 2018/19 mit 0,47 Ind./km² (Tab. 4.16), wobei in dieser Saison nur ein Flug im Januar stattfand.

Nachdem die höchste saisonale Dichte im Winter 2018/19 festgestellt wurde, zeigte sich in dieser Jahreszeit auch eine weiträumige Verbreitung mit teils hohen Rasterdichten (Abb. 4.31). Auch im Herbst wurde eine weiträumige Verbreitung festgestellt, die Dichten waren jedoch insgesamt geringer. Im Frühjahr wurden Dreizehenmöwen ausschließlich im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes festgestellt, eine nördlichere Schwerpunktverteilung wurde auch schon im Winter 2018/19 erfasst. Im Herbst wurden etwas höhere Dichten im Südwesten festgestellt. Innerhalb der in Betrieb befindlichen Windparkflächen wurden mit 58 Individuen viele Dreizehenmöwen beobachtet (Abb. A. 168 bis Abb. A. 174).

Dreizehenmöwe Individuendichte

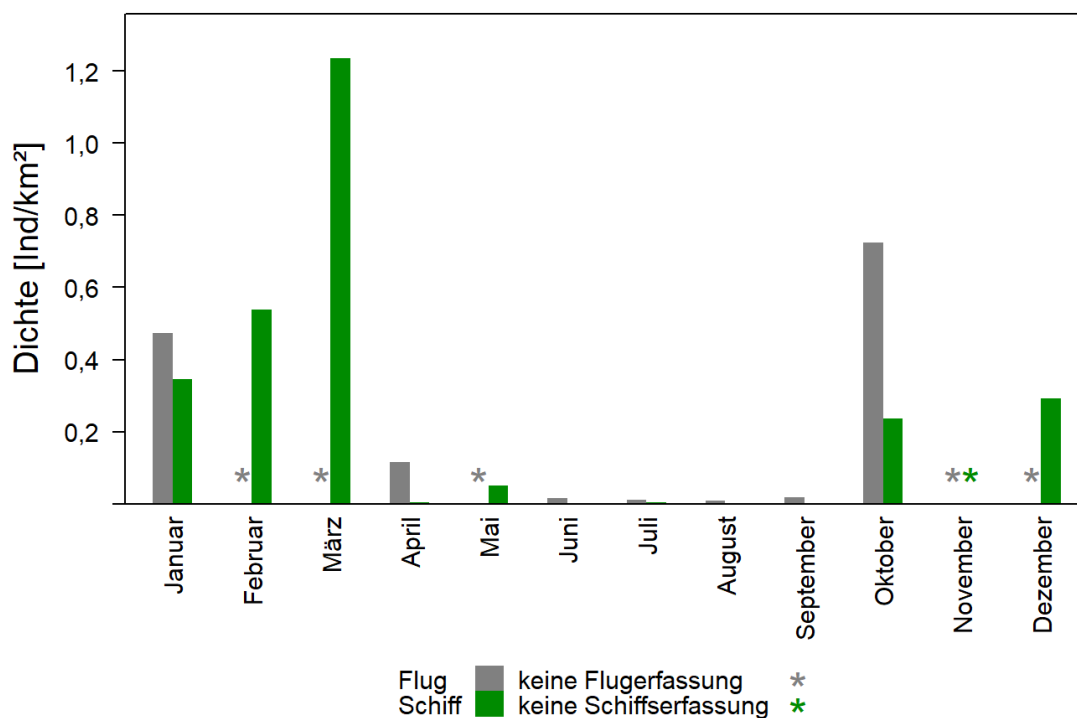


Abb. 4.29 Monatliche Dichten der Dreizehenmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

Tab. 4.16 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Dreizehenmöwen sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007). „-“ bedeutet, dass in dieser Saison keine Erfassung durchgeführt wurde.

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2018/19	0,44	0,34 - 0,54	2	0,47	0,47	1
Frühjahr 2019	0,62	<0,01 - 1,23	2	0,12	0,12	1
Sommer 2019	0,02	0 - 0,05	3	0,01	0,01	2
Herbst 2019	0,08	0 - 0,24	3	0,19	< 0,01 - 0,72	4
Winter 2019/20	0,29	0,16 - 0,42	2	-	-	0

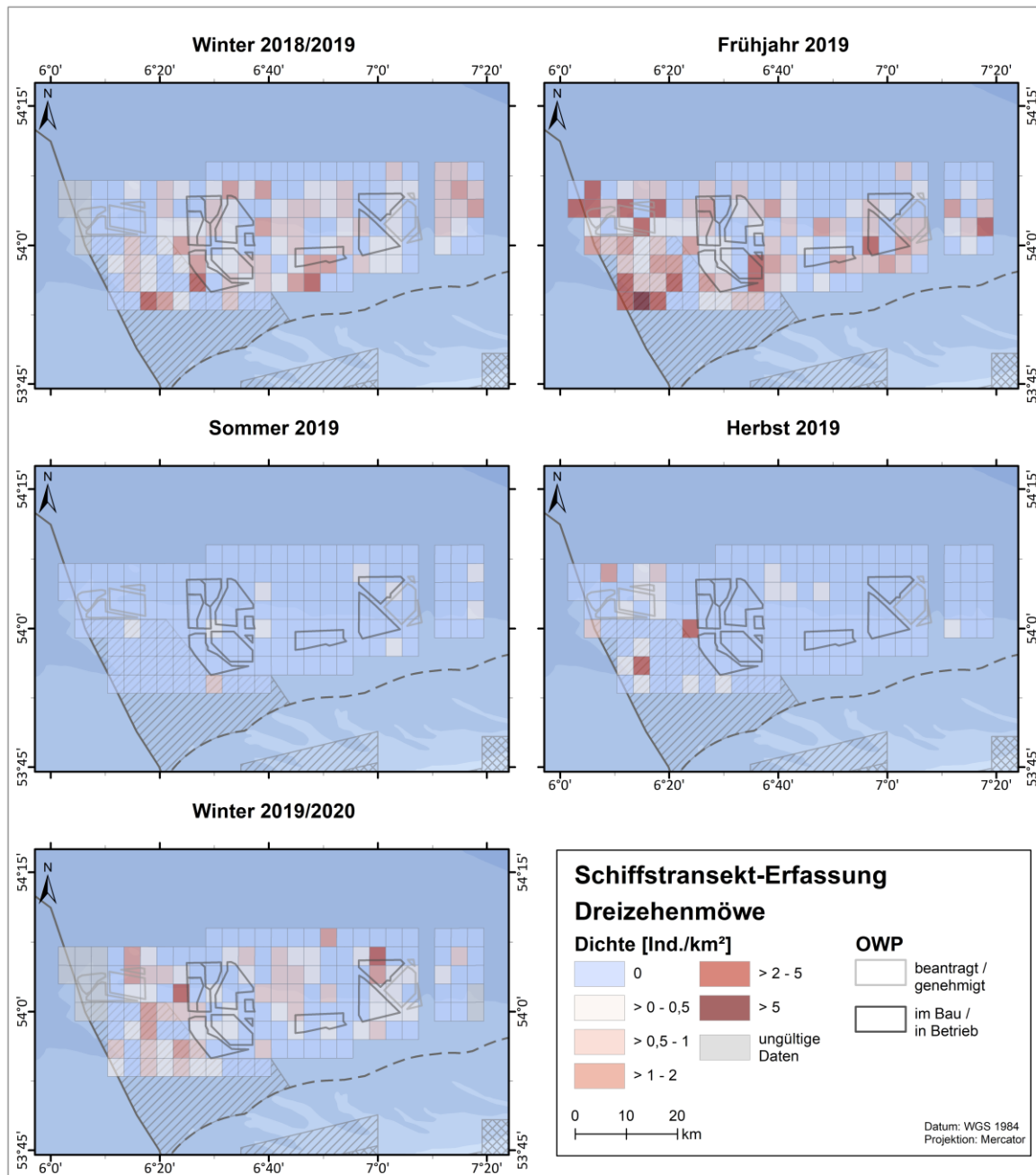


Abb. 4.30 Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwen bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

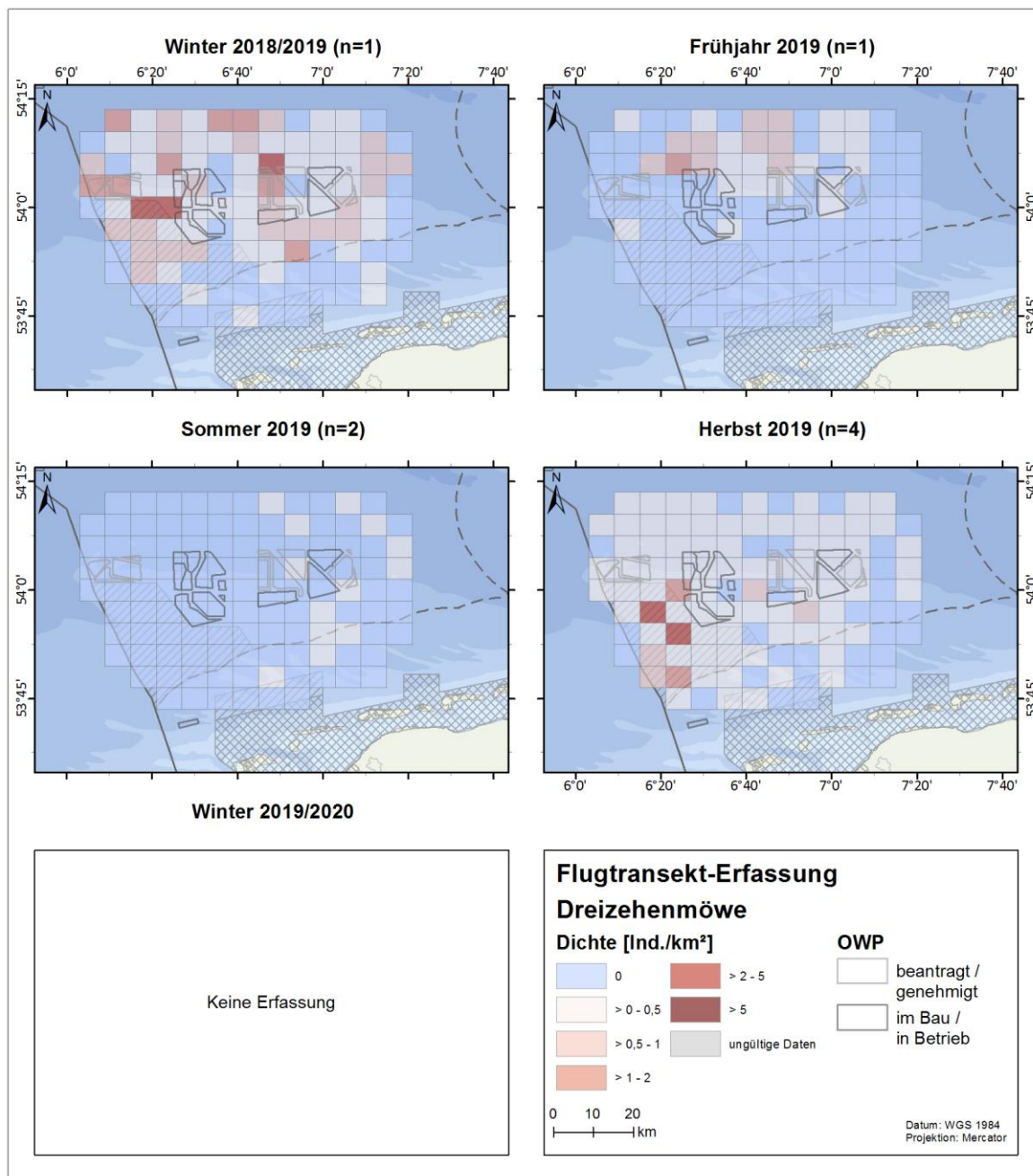


Abb. 4.31 Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster 'Nördlich Borkum' zwischen Januar und Dezember 2019.

4.1.2.12 Seeschwalben (Brandseeschwalbe *Thalasseus sandvicensis*, Fluss-/Küstenseeschwalbe *Sterna hirundo/paradisaea*)

Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben werden in der Nordsee fast ausschließlich im Sommerhalbjahr beobachtet. Dabei zeigen diese Arten eine flächige, vor allem küstennahe Verbreitung. Im Winter sind keine Vertreter der Seeschwalben in der Nordsee anwesend, da sie sich zu dieser Zeit in ihren Winterquartieren vor der Küste Afrikas und auf der Südhalbkugel aufhalten (Mendel et al. 2008). Während der Zugperioden im Frühjahr und Herbst kommen diese Arten dann auch bis weit in die Offshore-Bereiche der AWZ regelmäßig vor (Mendel et al. 2008, Markones & Garthe 2011). Der Sommerbestand der Brandseeschwalben für die deutsche Nordsee wird von Mendel et al. (2008) mit 21.000 Individuen angegeben. Die höchsten Konzentrationen werden dabei im Küstenmeer, in der Nähe der Brutkolonien erreicht. Die nächstgelegenen Brutplätze der Brandseeschwalbe zum Untersuchungsgebiet liegen auf der Insel Baltrum (3.187 Brutvögel im Jahr 2015; Müller 2015). Die Bestände der Brandseeschwalben in der deutschen Nordsee zeigten zwischen 1990 und 2013 einen signifikanten Rückgang im Sommer (Markones et al. 2015), mit wesentlich geringeren Dichten von 2004 – 2013 im Vergleich zu den Jahren 1990 – 2003.

Flusseeschwalben erreichten in der deutschen Nordsee im Sommer Bestände von 19.500 Individuen und Küstenseeschwalben von 15.500 Individuen (Mendel et al. 2008). Fluss- und Küstenseeschwalben (rotfüßige Seeschwalben) konzentrieren sich im Sommer ähnlich wie Brandseeschwalben auf die küstennahen Bereiche und sind erst im Herbst während des Zuges auch weiter entfernt von der Küste zu finden.

4.1.2.12.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen wurden 1.160 Seeschwalben gesichtet. Davon befanden sich 322 innerhalb des Transektes. Von diesen wurden 157 als Brandseeschwalben, 10 als Fluss- und 16 als Küstenseeschwalben identifiziert. Weiterhin wurden 139 Tiere nicht auf Artniveau bestimmt, konnten jedoch als Fluss- oder Küstenseeschwalbe identifiziert werden. Da Fluss- und Küstenseeschwalben sich stark ähneln und auf Distanz sehr schwer zu unterscheiden sind, wurden diese Arten in der folgenden Auswertung zusammengefasst. Die Anzahl der Fluss-/Küstenseeschwalben innerhalb des Transekts betrug damit 165 Individuen. Insgesamt liegt der Anteil der nicht auf Artniveau bestimmten Seeschwalben innerhalb des Transekts bei 43,2 %.

Brandseeschwalbe

Während des Erfassungszeitraumes 2019 wurden bei Schiffstransekt-Erfassungen 686 Brandseeschwalben nachgewiesen, davon 157 innerhalb des Transektbereiches. Dabei waren die Dichten zur Zugzeit im Frühjahr am höchsten (0,19 Ind./km²; Tab. 4.17), mit einem Dichtemaximum von 0,39 Ind./km² im April (Tab. 4.3). Der Herbst zeigte sehr vereinzelt Nachweise der Brandseeschwalbe, im Sommer und Winter wurden keine Individuen festgestellt. Insgesamt konzentrierten sich die Vorkommen, wie für die Art typisch, auf die Zugzeit im Frühjahr (Tab. 4.3).

Im Frühjahr erschien die Verteilung im Untersuchungsgebiet großflächig und ohne besondere Präferenz in geringen bis mittleren lokalen Dichten (Abb. 4.34). Es zeigten sich keine deutlichen Anzeichen für Zugtrupps in dieser Verteilung, obwohl Brandseeschwalben zur Zugzeit generell

häufig in Gruppen nachgewiesen werden. Im Herbst wurden zu wenige Individuen nachgewiesen, um Aussagen über die Verteilung zu treffen. Es wurden auch einzelne Brandseeschwalben innerhalb der OWPs festgestellt (vgl. Abb. A. 86 bis Abb. A. 90).

Fluss-/Küstenseeschwalbe

Von den insgesamt 456 als Fluss-/Küstenseeschwalbe bestimmten Individuen befanden sich 165 innerhalb des Transektbereiches. Das Vorkommen im Jahresverlauf (Tab. 4.18) war für die Artgruppe typisch, mit den höchsten Dichten während der Zugzeiten im Frühjahr ($0,30 \text{ Ind./km}^2$) und geringeren Dichten im Herbst ($0,01 \text{ Ind./km}^2$). Zur Brutzeit im Sommer und im Winter wurden keine Fluss-/Küstenseeschwalben im Untersuchungsgebiet festgestellt. Das monatliche Dichtemaximum lag im Mai mit $0,59 \text{ Ind./km}^2$ (Tab. 4.3).

Im Frühjahr zeigten sich einzelne Quadranten mit lokal hohen Dichten im Westen des Untersuchungsgebietes im FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘, was auf Zugtrupps hinweist (Abb. 4.36). Im Herbst erschien die Verteilung im Untersuchungsgebiet zufällig, mit sporadisch lokal geringen Dichten. Generell waren die Vorkommen aber sehr sporadisch. Es wurden keine Fluss-/Küstenseeschwalben innerhalb der OWPs festgestellt (Abb. A. 91 bis Abb. A. 95).

4.1.2.12.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden 1.193 Seeschwalben gesichtet. Davon wurden 394 Individuen als Brandseeschwalben identifiziert. 501 Seeschwalben wurden als Fluss- oder Küstenseeschwalbe identifiziert. Aus der Artgruppe der Fluss-/Küstenseeschwalben konnte kein Individuum auf Artniveau bestimmt werden. Die Unterscheidung der Fluss- oder Küstenseeschwalben (rotfüßige Seeschwalben) ist aufgrund der Ähnlichkeit der Arten bei Flugtransekt-Erfassungen meist nicht möglich, daher werden sie nachfolgend zusammen dargestellt. Außerdem wurde eine Zwergseeschwalbe erfasst. Die restlichen 297 Seeschwalben wurden nicht näher bestimmt und gingen als unbestimmte Seeschwalben in die Auswertung ein. Insgesamt lag der Anteil der nicht auf Artniveau bestimmten Seeschwalben bei 66,9 %, ohne die Fluss-/Küstenseeschwalben noch bei 24,9 %. Da unbestimmte Seeschwalben bei den Dichteberechnungen nicht berücksichtigt werden können, ist von einer leichten Unterschätzung der Dichtewerte der einzelnen Arten auszugehen.

Brandseeschwalbe

Brandseeschwalben wurden von April bis Oktober im Untersuchungsgebiet beobachtet (Abb. 4.32). Dabei wurde die mit Abstand höchste Dichte im April festgestellt ($0,46 \text{ Ind./km}^2$, Tab. 4.4). Aus der Aprilerfassung ergab sich mit $0,46 \text{ Ind./km}^2$ auch die höchste saisonale Dichte im Frühjahr (Tab. 4.17), während der Zugzeit der Art.

Brandseeschwalben zeigten während des Frühjahrs ein großflächiges Vorkommen im Untersuchungsgebiet, wobei die Dichten zu den Rändern hin abnahmen (Abb. 4.35) und die höchsten Dichten eher im Zentrum des Untersuchungsgebietes festgestellt wurden. Nach der Zugzeit, im Sommer und Herbst, waren deutlich weniger Brandseeschwalben im Untersuchungsgebiet anzutreffen. In beiden Jahreszeiten war die Verteilung sehr lückenhaft, wobei im Herbst noch mehr Brandseeschwalben erfasst wurden als im Sommer. Wie im Vorjahr wurde im Sommer eine etwas küstennähere Verbreitung festgestellt. Im Herbst war kein Schwerpunkt

auszumachen. Innerhalb der in Betrieb befindlichen OWPs wurden zehn Brandseeschwalben erfasst (Abb. A. 175 bis Abb. A. 181).

Fluss-/Küstenseeschwalbe

Fluss-/Küstenseeschwalben wurden, ähnlich wie Brandseeschwalben, nur im Sommerhalbjahr im Untersuchungsgebiet beobachtet. Die Tiere wurden zwischen April und September im Untersuchungsgebiet festgestellt, mit Ausnahme des Monats Juni (Abb. 4.33). Die höchste Dichte war im April ($0,52 \text{ Ind./km}^2$), die höchste saisonale Dichte dementsprechend im Frühjahr (Diese Saison wurde nur durch den Aprilflug abgedeckt, Tab. 4.18).

Fluss-/Küstenseeschwalben zeigten bei den Flugtransekt-Erfassungen im Frühjahr hauptsächlich im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes relativ hohe Dichten, lückig verteilt wurden teils auch hohe Dichten festgestellt (Abb. 4.36). Im Sommer wurden nur vereinzelt Fluss-/Küstenseeschwalben im südlichen und nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes erfasst. Im Zentrum wurden keine Fluss-/Küstenseeschwalben erfasst. Die Sichtungen im Süden befanden sich innerhalb der 12-Meilen-Zone. Im Herbst wurden wieder verstärkt Fluss-/Küstenseeschwalben festgestellt. Die Dichten waren insgesamt gering, jedoch wurde eine weitreichende Verbreitung festgestellt. Lediglich in der 12-Meilen-Zone wurden etwas weniger Fluss-/Küstenseeschwalben erfasst. In den Wintermonaten wurden keine Fluss-/Küstenseeschwalben festgestellt. Innerhalb der in Betrieb befindlichen Windparks wurden vier Fluss-/Küstenseeschwalben beobachtet (Abb. A. 182 bis Abb. A. 186).

Brandseeschwalbe Individuendichte

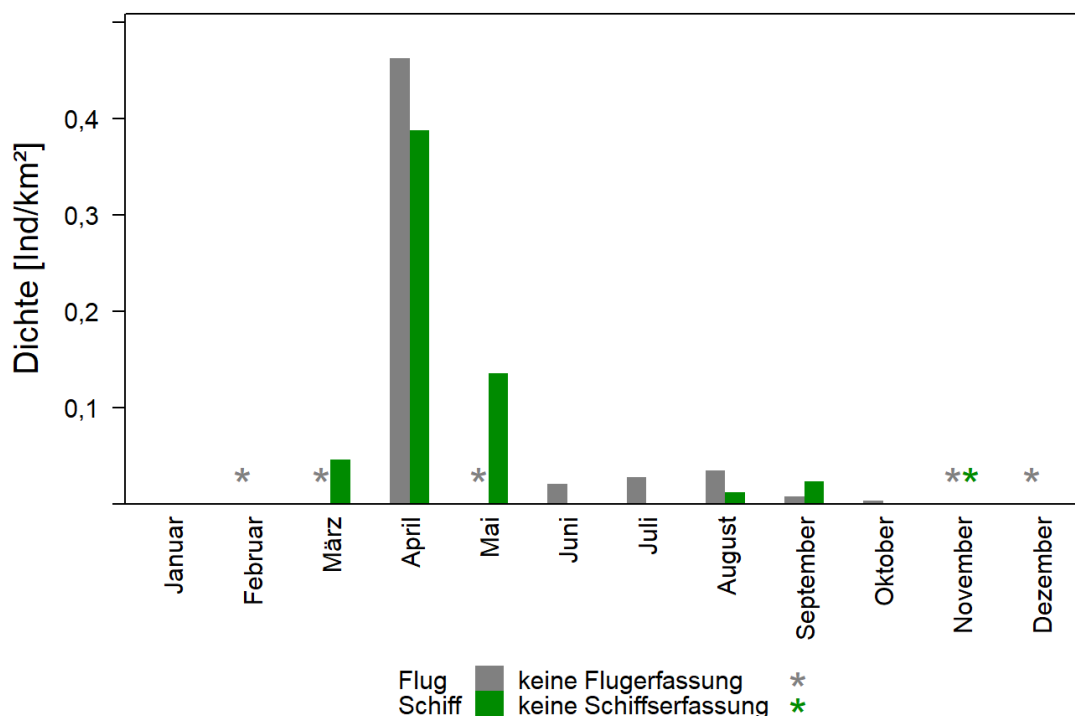


Abb. 4.32 Monatliche Dichten der Brandseeschwalben bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.

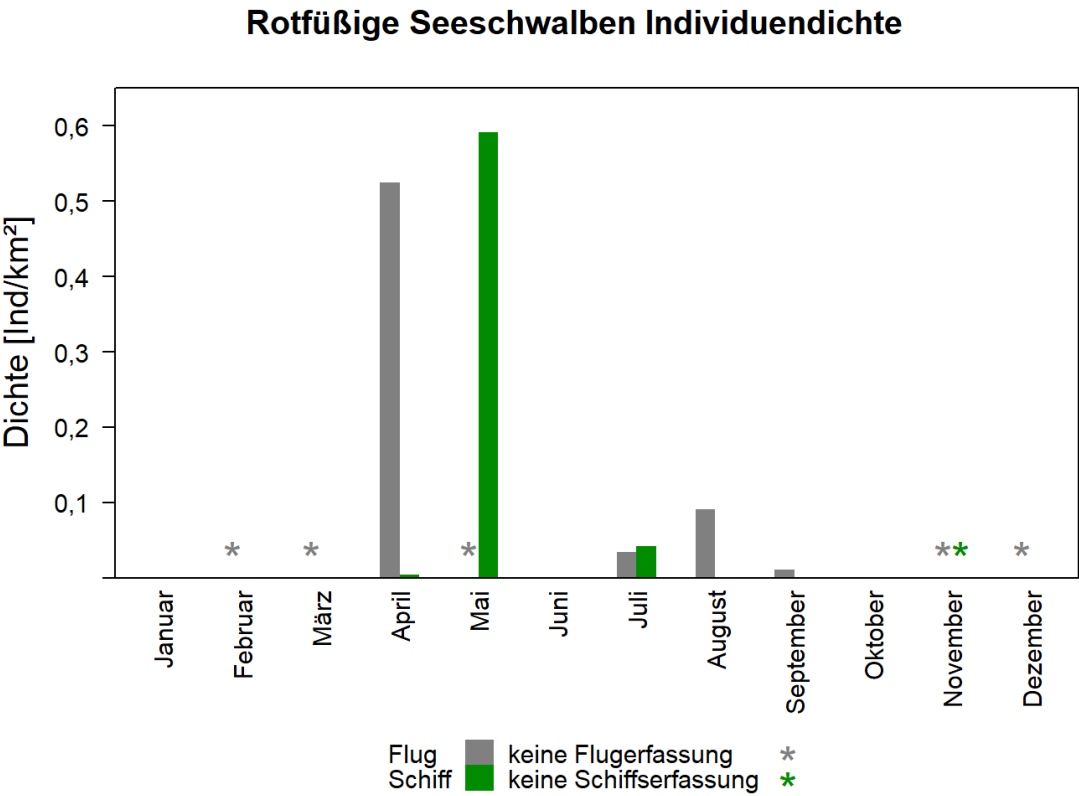


Abb. 4.33 Monatliche Dichten der Fluss-/Küstenseeschwalben bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

Tab. 4.17 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Brandseeschwalben sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Artspez. Jahreszeit	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Ausfahrte n [n]	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2018/19	0	0	2	0	0	1
Frühjahr 2019	0,19	0,05 - 0,39	3	0,46	0,46	1
Sommer 2019	0	0	1	0,02	0,02 - 0,03	2
Herbst 2019	0,01	0 - 0,02	3	0,03	0,01 - 0,05	3
Winter 2019/20	0	0	3	<0,01	<0,01	1

Tab. 4.18 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Fluss-/Küstenseeschwalben sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Artspez. Jahreszeit	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2018/19	0	0	3	0	0	1
Frühjahr 2019	0,30	<0,01 - 0,59	2	0,52	0,52	1
Sommer 2019	0	0	1	0,02	0 - 0,03	2
Herbst 2019	0,01	0 - 0,04	3	0,06	0,01 - 0,11	3
Winter 2019/20	0	0	3	0	0	1

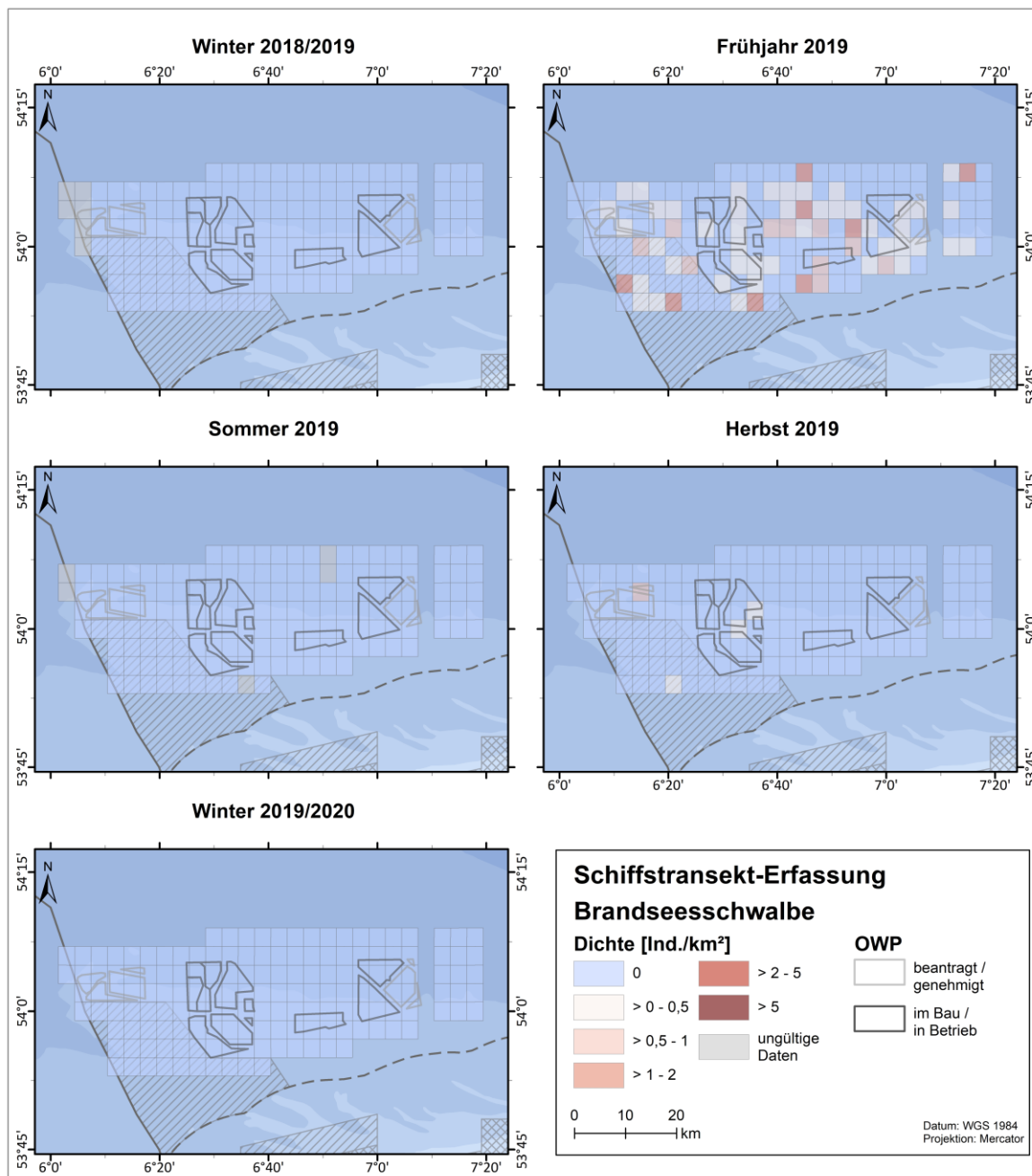


Abb. 4.34 Räumliche Verteilung der Brandseeschwalben bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

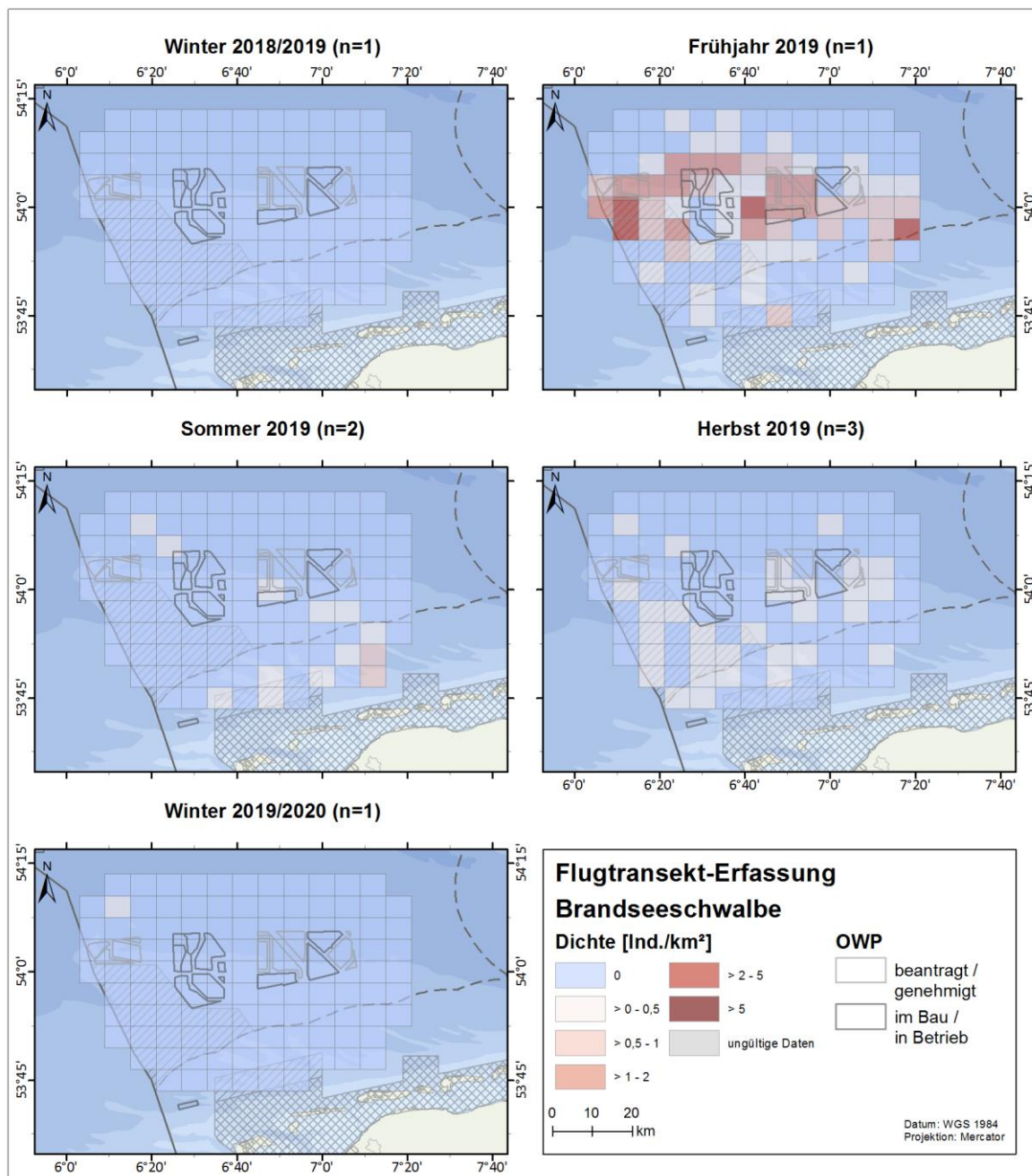


Abb. 4.35 Räumliche Verteilung der Brandseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.



Abb. 4.36 Räumliche Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalben (rotfüßige Seeschwalben) bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster 'Nördlich Borkum' zwischen Januar und Dezember 2019.

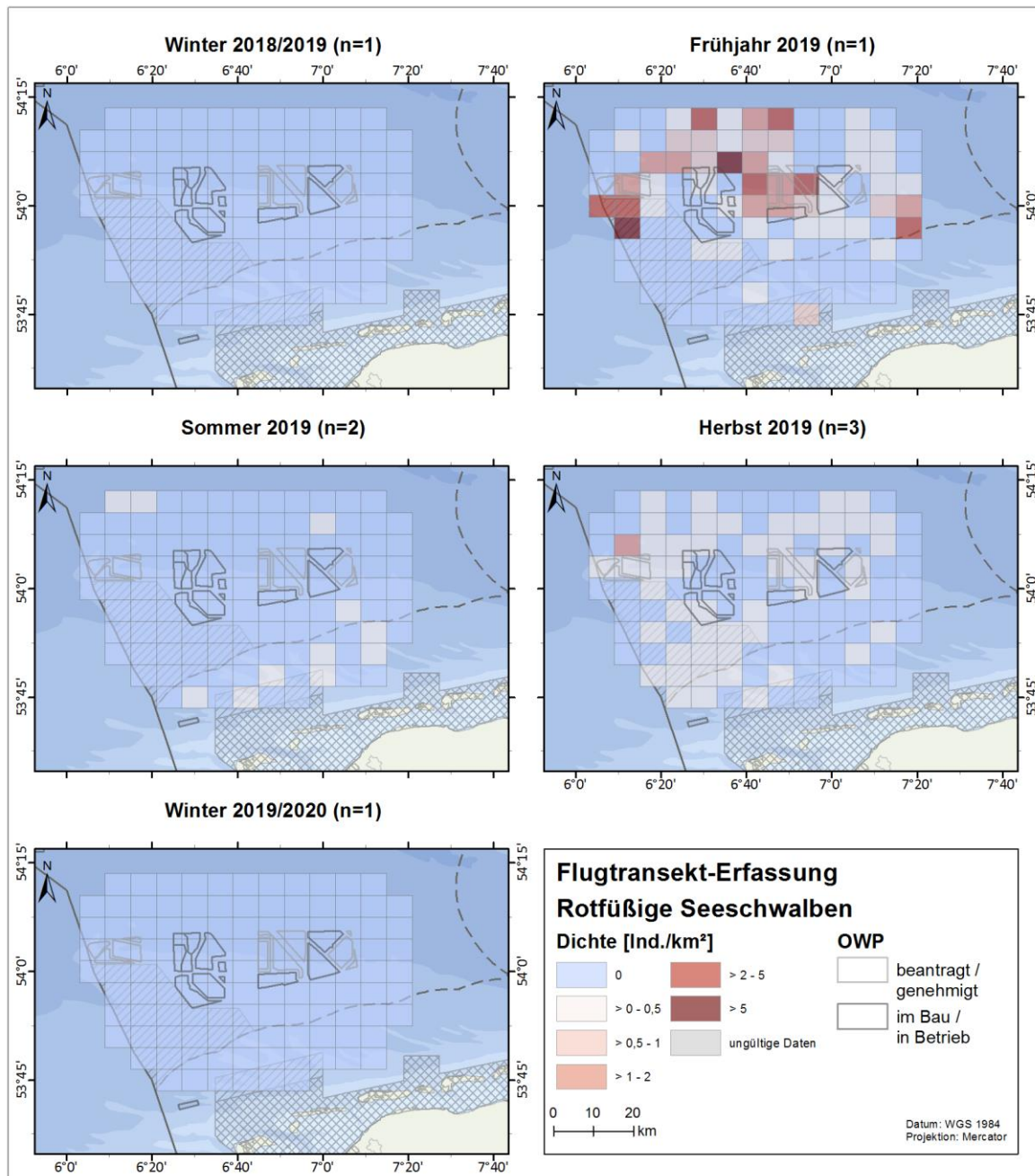


Abb. 4.37 Räumliche Verteilung der Fluss/Küstenseeschwalben (rotfüßige Seeschwalben) nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

4.1.2.13 Alkenvögel (Trottellumme *Uria aalge*, Tordalk *Alca torda*)

Trottellummen sind in der deutschen Nordsee das gesamte Jahr über verbreitet. Der einzige deutsche Brutplatz in der Nordsee ist Helgoland. Dort wurden im vergangenen Jahr mit 4.051 Brutpaaren der Trottellumme (Walter 2020) deutlich mehr Paare verzeichnet als im Jahr 2018 mit 2.962 Brutpaaren (Wolff 2019). Im Winter werden auf der Nordsee die höchsten Dichten erreicht, wenn Tiere anderer Populationen zum Überwintern in die deutsche Nordsee einwandern (Bauer et al. 2005). Juvenile Trottellummen aus dem Brutvorkommen auf Helgoland überwintern dabei häufig nordwestlich der Insel.

Tordalken brüten in geringeren Zahlen als die Trottellumme auf Helgoland, jedoch war auch hier die Gesamtzahl mit 84 Brutpaaren (Walter 2020) im Vergleich zum Vorjahr mit 54 Paaren erhöht (Wolff 2019). Tordalken sind im Allgemeinen im Sommer nur in sehr geringen Anzahlen in der deutschen Nordsee zu finden. Höhere Dichten werden in der deutschen Nordsee, wie bei den Trottellummen, im Winter erreicht (Mendel et al. 2008).

Die Daten aus der gemeinsamen BSH-FTZ Schiffsdatenbank zeigten, dass Trottellummen im Zeitraum von 2000 - 2008 im Winter küstennah in größeren Zahlen anzutreffen waren (Schwemmer et al. 2014). Auch Tordalken (2000 - 2013) waren vor allem im Winter küstennah anwesend. Im Frühjahr halten sich Trottellummen, ähnlich wie eine geringere Anzahl Tordalken, überwiegend im Offshore-Bereich auf, mit Schwerpunkt von Helgoland in Richtung Westen und Norden. Im Herbst sind Trottellummen in sehr hohen Dichten im Nordwesten der Deutschen Bucht zu finden. Flugtransekt-Erfassungen zeigten für alle Alkenvögel zusammengefasst ganzjährig geringe Dichten im küstennahen Bereich, was sich auch im Winter nicht änderte (Schwemmer et al. 2014). Demgegenüber waren bei den Schiffstransekt-Erfassungen die Dichten im Winter höher. Insgesamt zeigten die Bestände der Alkenvögel in der deutschen Nordsee zwischen 1990 und 2013 eine signifikante Zunahme im Sommer (Markones et al. 2015).

4.1.2.13.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Bei Schiffstransekt-Erfassungen wurden 3.274 Alkenvögel im Untersuchungsgebiet nachgewiesen, davon 2.558 innerhalb des Transektbereiches. Die Alken im Transektbereich setzten sich zusammen aus 2.163 Trottellummen, 286 Tordalken und einem Papageitaucher. Darüber hinaus wurden 108 Individuen erfasst, die nicht auf Artniveau bestimmt werden konnten, aber entweder als Trottellumme oder Tordalk eingestuft wurden. Da bei Schiffstransekt-Erfassungen der überwiegende Anteil der Alkenvögel (95,8 %) innerhalb des Transektbereiches auf Artniveau bestimmt werden konnte, werden die Daten der beiden Arten im Folgenden getrennt betrachtet.

Die **Trottellumme** war während der Schiffstransekt-Erfassungen im Jahr 2019 die häufigste Art im Untersuchungsgebiet. Sie wurde im Untersuchungsgebiet ganzjährig in variablen Dichten angetroffen (Abb. 4.42). Die höchsten Dichten wurden im Frühjahr festgestellt (3,06 Ind./km²; Tab. 4.19), was auf ein deutliches Monatsmaximum von 3,06 Ind./km² im März zurückzuführen ist (Tab. 4.3, Abb. 4.38). Auch im Winter 2018/19 waren die Dichten hoch (2,14 Ind./km²).

Insgesamt wurde das Untersuchungsgebiet im Winter und Frühjahr großflächig in mittleren bis überwiegend hohen Dichten von Trottellummen genutzt (Abb. 4.42). Im Winter 2019/20 zeigte sich ein deutlicher Schwerpunkt im Westen des Untersuchungsgebietes, besonders im und um das FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘. Im Sommer und Herbst war die Verteilung sporadisch in geringen

Dichten, außer einer lokalen Ansammlung hoher Dichten im Norden des Gebietes im Sommer. Trottellummen wurden auch häufig innerhalb der in Betrieb befindlichen OWPs festgestellt (Abb. A. 96 bis Abb. A. 107). Im Winter 2018/19 wurden auch hohe Dichten innerhalb vieler in Betrieb befindlichen OWPs nachgewiesen, während im Frühjahr und Winter 2019/20 in den OWPs tendenziell geringere Dichten nachgewiesen wurden.

Tordalken zeigten die arttypische Verteilung mit Anwesenheit hauptsächlich im Winter und Frühjahr und sehr geringen Dichten über den Rest des Jahres (Abb. 4.41). Das monatliche Dichtemaximum wurde mit 0,40 Ind./km² im Januar registriert, entsprechend lag das saisonale Dichtemaximum im Winter 2018/19 mit 0,39 Ind./km² (Tab. 4.20).

Im Untersuchungsgebiet zeigten Tordalken im Winter 2018/19 eine leichte Konzentration in mittleren Dichten im Westen um das FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘, im Winter 2018/19 deutete sich bei geringeren Dichten eine ähnliche Verteilung an (Abb. 4.44). Im Frühjahr war die Verteilung eher auf die Mitte des Untersuchungsgebietes konzentriert, mit vereinzelt lokal hohen Dichten im Norden. Die OWP-Flächen wurden weniger stark genutzt als von Trottellummen, es wurden aber auch Tordalken innerhalb in Betrieb stehender OWPs festgestellt (Abb. A. 108 bis Abb. A. 111).

Alkenvögel Individuendichte Schiffstransekt-Erfassungen

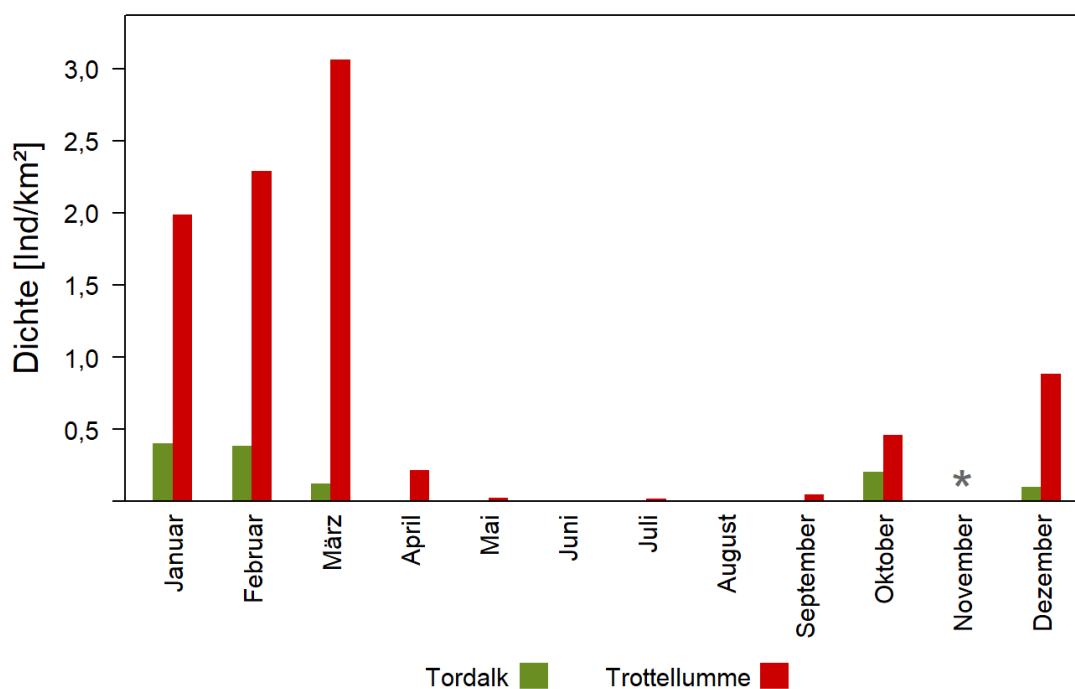


Abb. 4.38 Vergleich der monatlichen Dichten zwischen Trottellummen und Tordalken bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019. * In diesem Monat wurde keine Schiffstransekt-Erfassung durchgeführt

4.1.2.13.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden insgesamt 6.069 Alkenvögel festgestellt. Davon konnten 24,2 % der Individuen (entspricht 1.466 Tieren) nicht auf Artniveau bestimmt werden. Von den auf

Artniveau bestimmten Alkenvögeln waren 51,8 % Trottellummen (2.383 Ind.), Tordalken machten 48,2 % (2.218 Ind.) aus. Außerdem wurden zwei Papegeitaucher erfasst. Trottellummen waren demnach die dritthäufigste und Tordalken die vierthäufigste Art im Fluguntersuchungsgebiet. Das Verhältnis zwischen den beiden Arten lag ähnlich wie im Vorjahr bei etwa 1:1, wobei Trottellummen im Gegensatz zum Vorjahr etwas häufiger als Tordalken waren. Dies steht wiederum im Gegensatz zu vorherigen Untersuchungen, bei denen das Verhältnis der Tordalken gegenüber Trottellummen noch bei 1:3 lag. Insgesamt konnten nur 33 Individuen weder den Trottellummen noch den Tordalken zugeordnet werden, diese gingen als unbestimmte Alkenvögel in die Auswertung ein. Da die nicht auf Artniveau bestimmten Vögel bei den Dichteberechnungen der auf Artniveau bestimmten Trottellummen bzw. Tordalken nicht berücksichtigt werden können, ist von einer leichten Unterschätzung der Dichtewerte der einzelnen Arten auszugehen.

Trottellummen wurden bei allen Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet festgestellt (Abb. 4.39, Abb. 4.40). Die höchste Dichte wurde mit 1,97 Ind./km² im Oktober erfasst (Tab. 4.4). Tordalken wurden ebenso mit den höchsten Dichten im Oktober festgestellt (2,47 Ind./km²; Tab. 4.4, Abb. 4.41, Abb. 4.39). Damit lagen die maximalen Dichten der Tordalken über denen der Trottellumme. In beiden Fällen ergaben sich aus den Oktoberdichten auch die höchsten saisonalen Dichten im Winter 2019/20, da in dieser artspezifischen Jahreszeit jeweils nur die Erfassung im Oktober stattfand (Tab. 4.19, Tab. 4.20).

Die Trottellumme war erwartungsgemäß während des gesamten Untersuchungszeitraums recht weiträumig über das Untersuchungsgebiet verteilt (Abb. 4.43). Nur im Sommer war eine gerichtete Verteilung im Untersuchungsgebiet erkennbar, wobei Trottellummen eher in der Nordhälfte des Untersuchungsgebietes vertreten waren. Während der anderen Jahreszeiten war eine gerichtete Verteilung nicht erkennbar. Die mit Abstand höchsten Dichten wurden im Winter 2019/20 festgestellt. Im Herbst wurde eine nahezu flächendeckende Verteilung geringer Dichten beobachtet. Demgegenüber war das Vorkommen der Tordalken hauptsächlich auf den Winter 2018/19 und Winter 2019/20 beschränkt (Abb. 4.45). In beiden Wintersaisons war die Verbreitung weiträumig mit teils hohen Dichten ohne erkennbaren Schwerpunkt. Im Sommer wurden deutlich weniger Tordalken festgestellt, die sich, wie bereits die Trottellummen, eher im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes aufhielten. Im Herbst wurden in nur vier Rasterzellen geringe Dichten von Tordalken erfasst.

Alkenvögel wurden mit 335 Individuen sehr häufig in den in Betrieb befindlichen Windparks festgestellt (Abb. A. 187 bis Abb. A. 206).

Alkenvögel Individuendichte Flugtransekt-Erfassungen

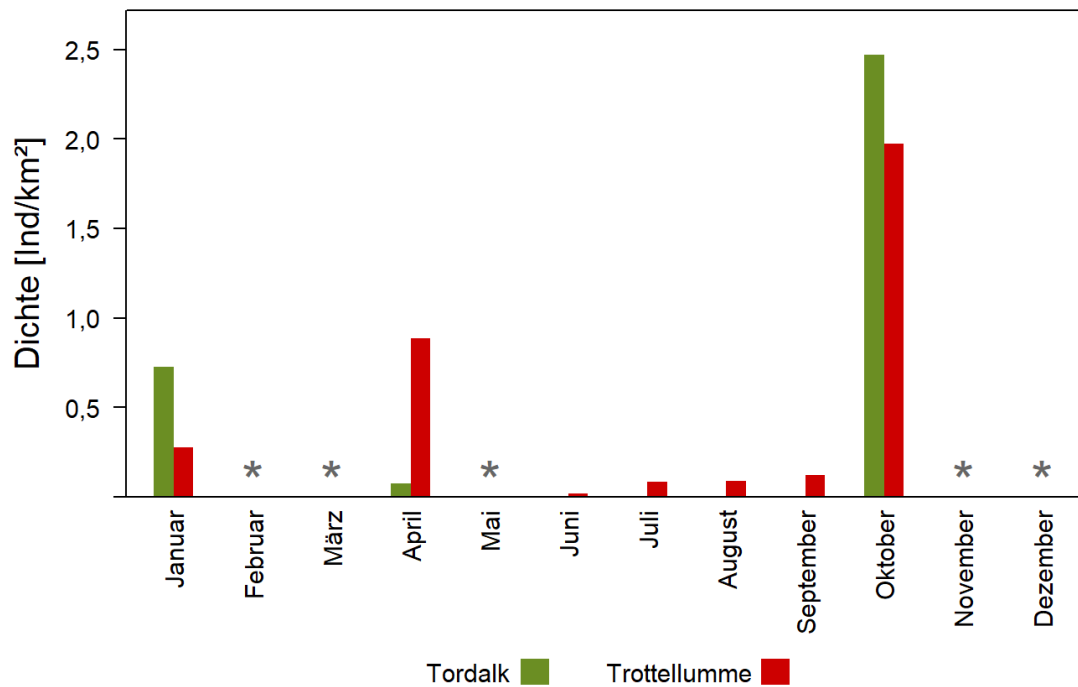


Abb. 4.39 Vergleich der monatlichen Dichten zwischen Trottellummen und Tordalken bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019. * In diesem Monat wurde keine Flugtransekt-Erfassung durchgeführt

Trottellumme Individuendichte

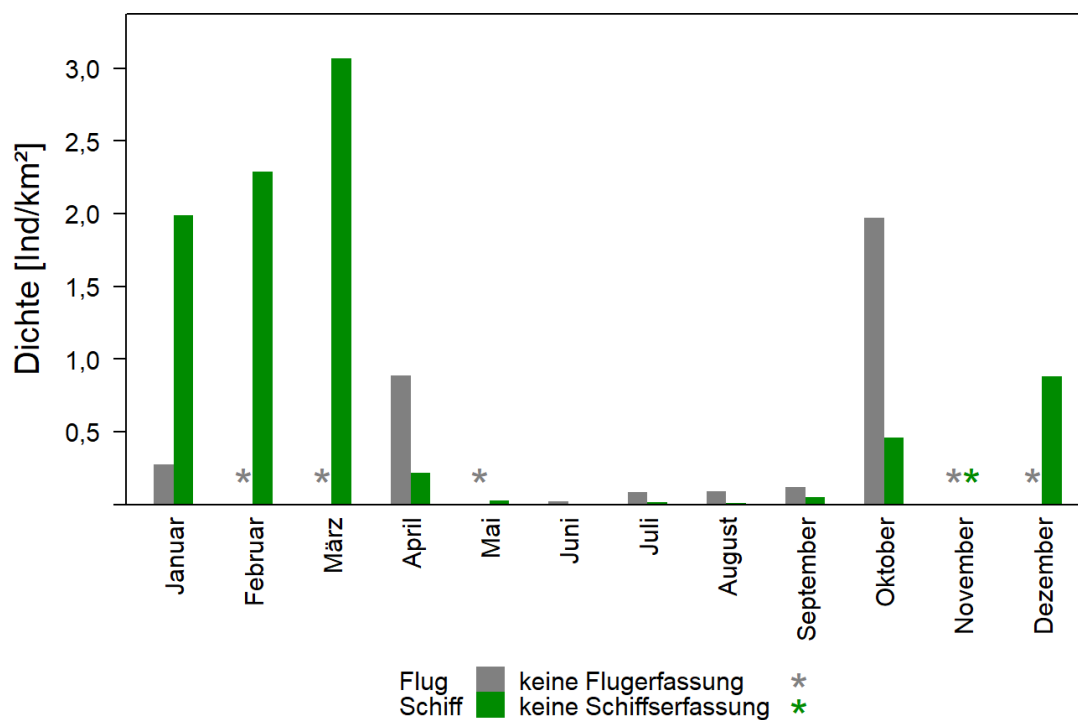


Abb. 4.40 Monatliche Dichten der Trottellummen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

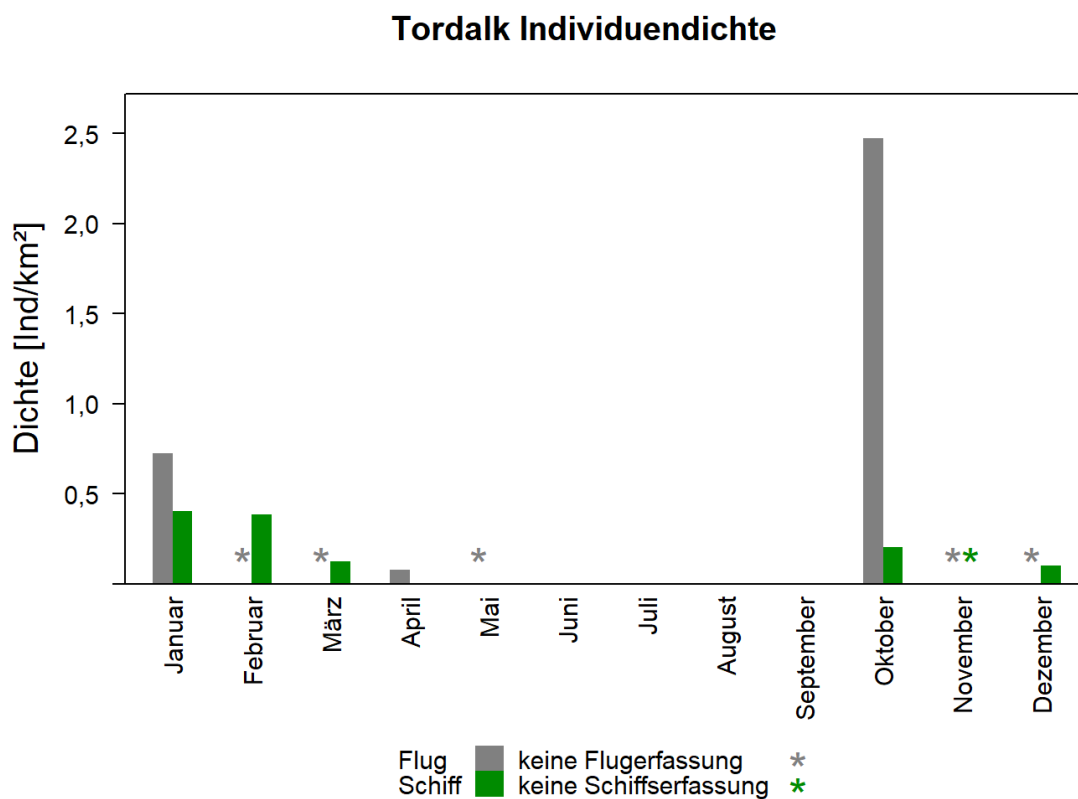


Abb. 4.41 Monatliche Dichten der Tordalken bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

Tab. 4.19 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Trottellummen sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007). „-“ bedeutet, dass in dieser Saison keine Erfassung durchgeführt wurde.

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2018/19	2,14	1,99 - 2,29	2	0,27	0,27	1
Frühjahr 2019	3,06	3,06	1	-	-	0
Sommer 2019	0,08	<0,01 - 0,22	3	0,45	0,02 - 0,89	2
Herbst 2019	0,03	0,01 - 0,05	3	0,10	0,05 - 0,13	4
Winter 2019/20	0,73	0,12 - 1,65	3	1,97	1,97	1

Tab. 4.20 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Tordalken sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007). „-“ bedeutet, dass in dieser Saison keine Erfassung durchgeführt wurde.

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2018/19	0,39	0,39 - 0,40	2	0,72	0,72	1
Frühjahr 2019	0,12	0,12	1	-	-	0
Sommer 2019	0	0	3	0,04	0 - 0,08	2
Herbst 2019	<0,01	0 - <0,01	3	<0,01	0 - <0,01	4
Winter 2019/20	0,14	0,01 - 0,18	3	2,47	2,47	1

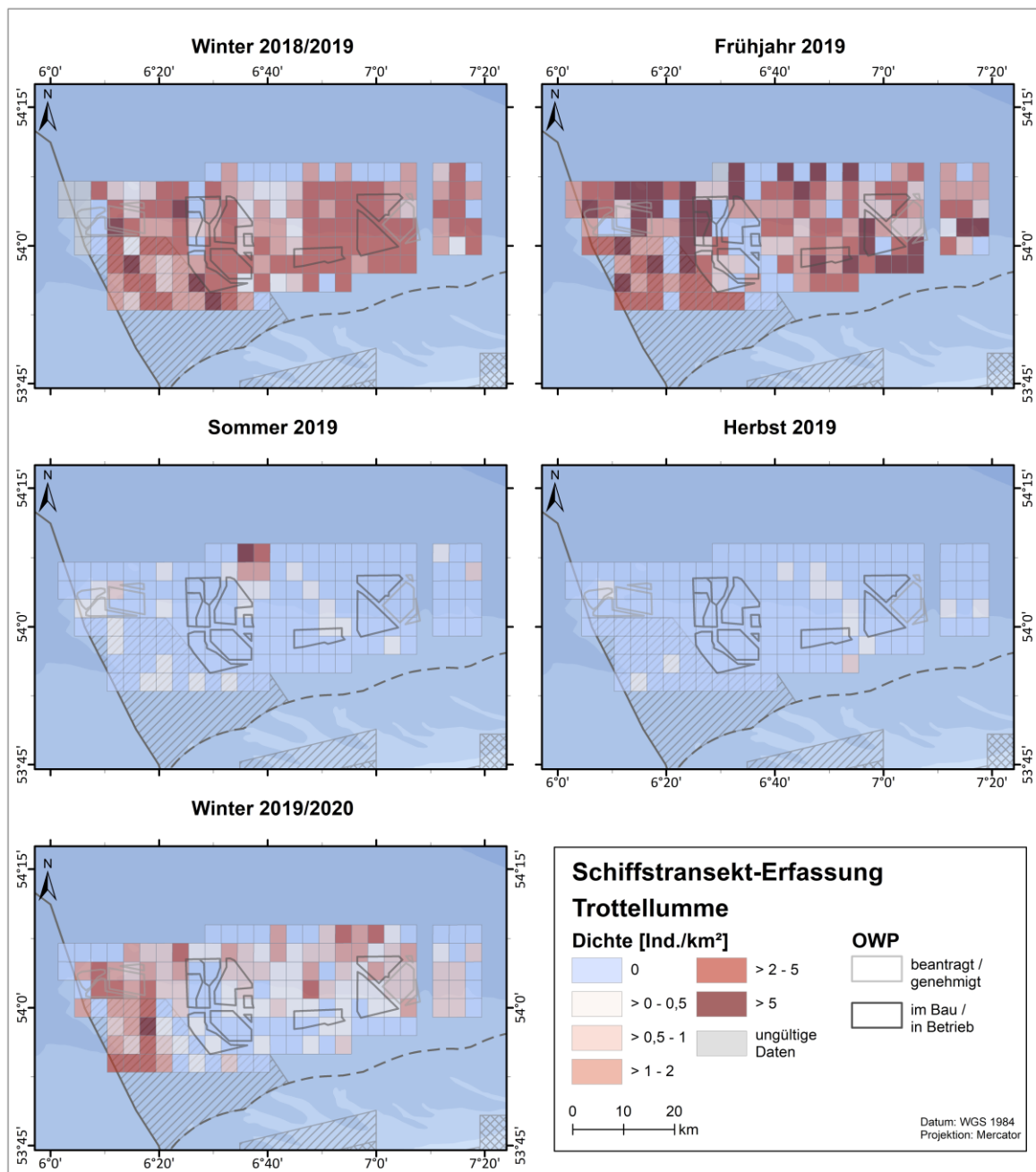


Abb. 4.42 Räumliche Verteilung der Trottellummen bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster 'Nördlich Borkum' zwischen Januar und Dezember 2019.

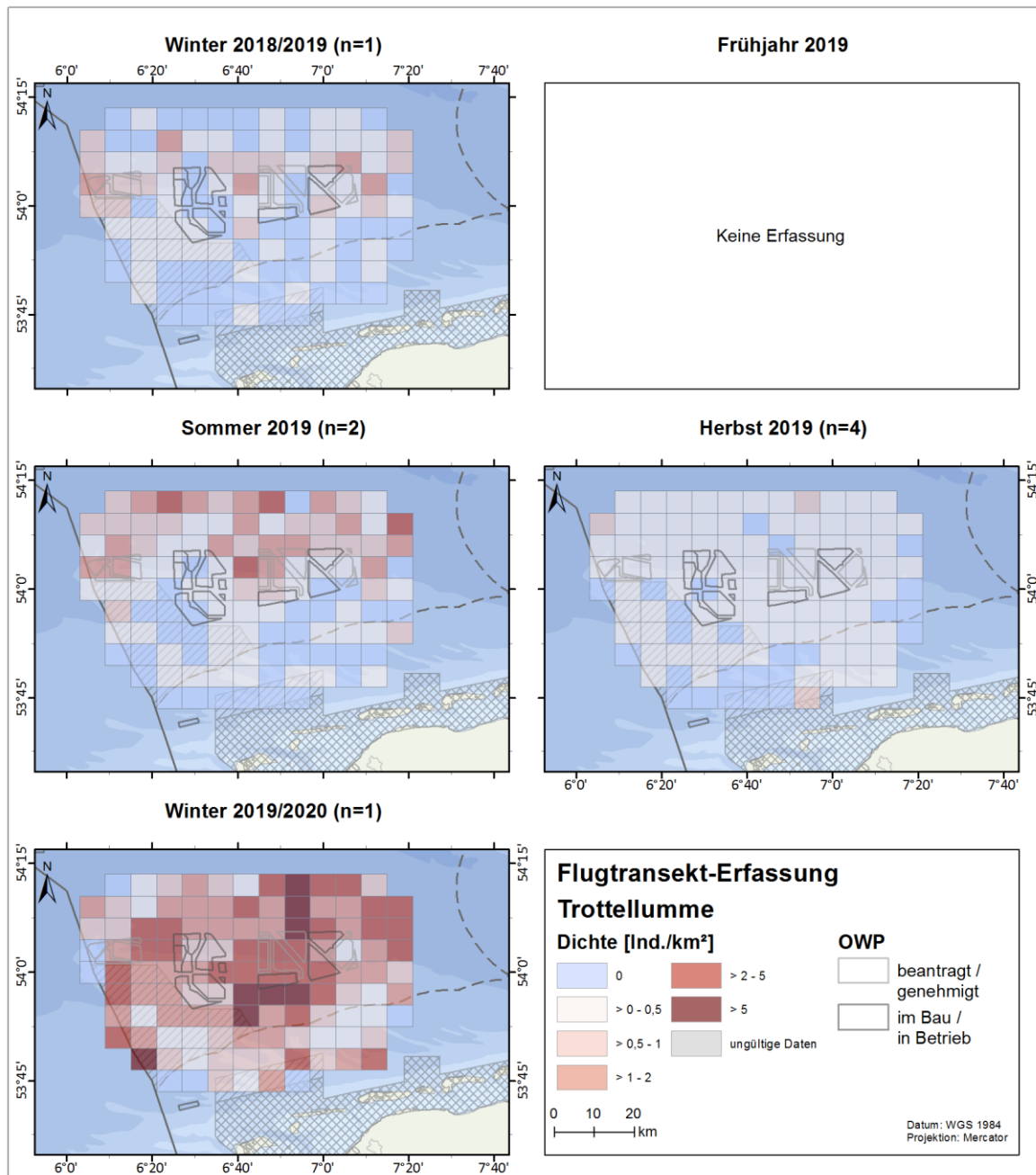


Abb. 4.43 Räumliche Verteilung der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

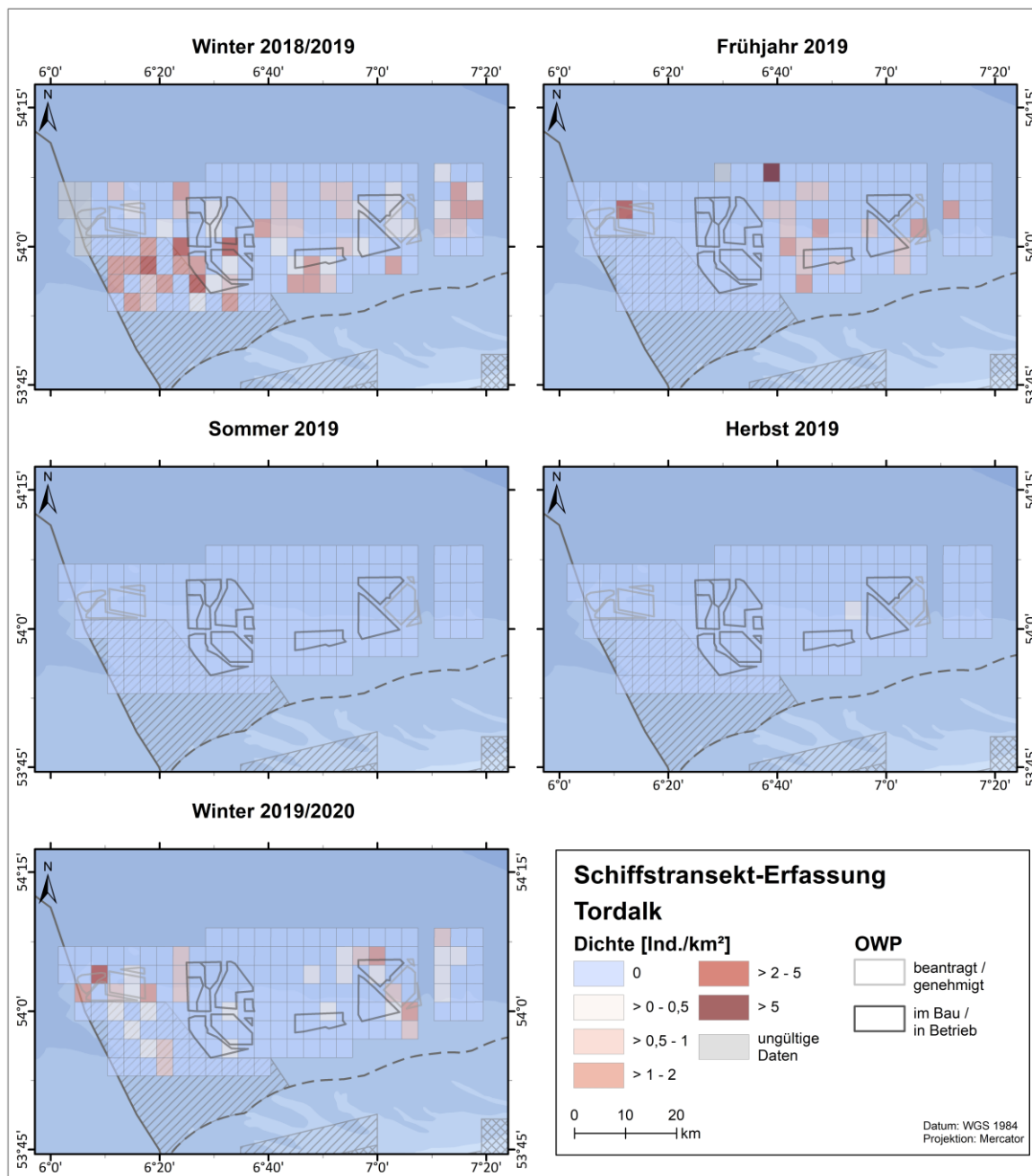


Abb. 4.44 Räumliche Verteilung der Tordalken bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019.

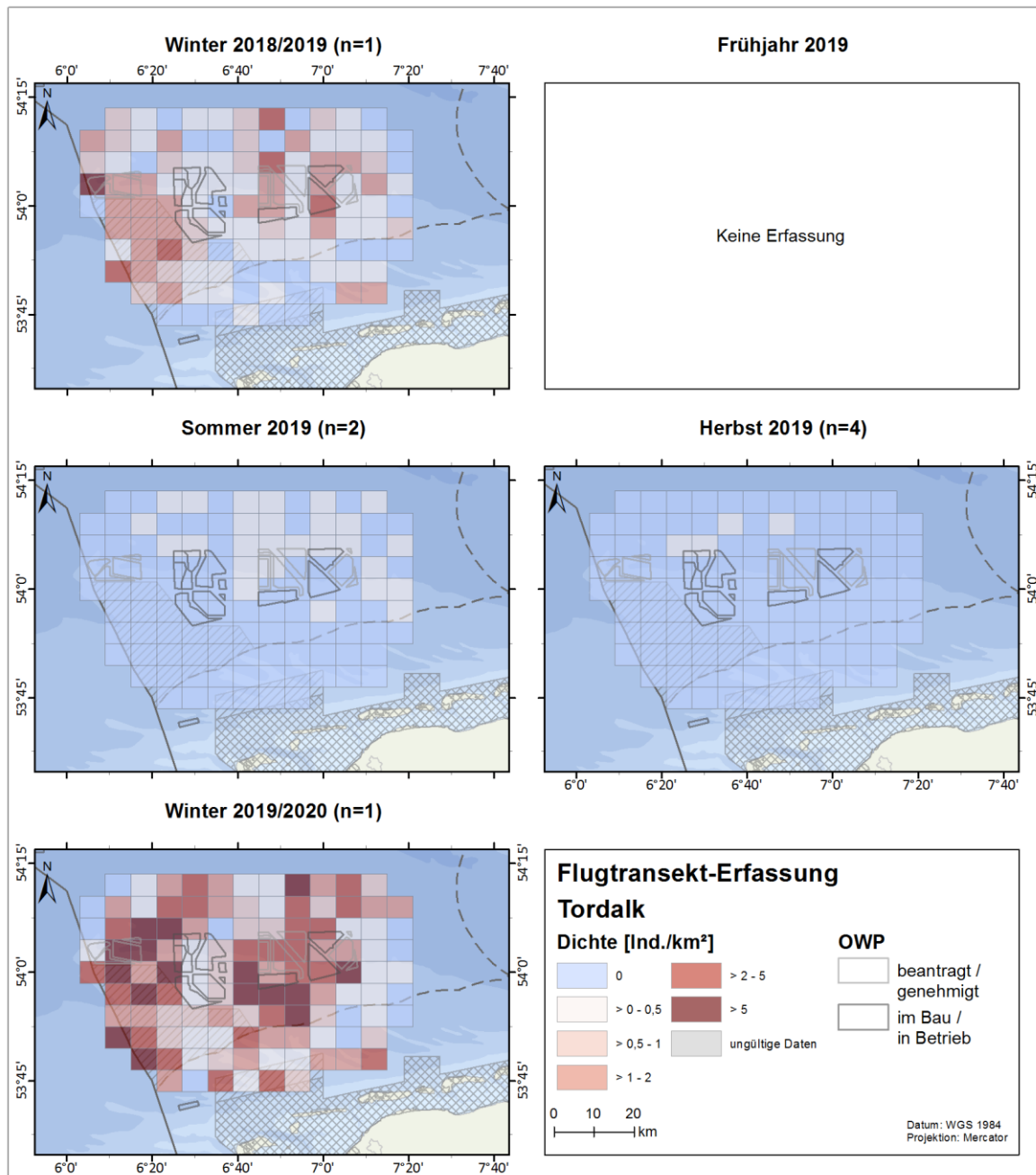


Abb. 4.45 Räumliche Verteilung der Tordalken nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2019.

4.2 Vergleich der Untersuchungsjahre 2013 bis 2019

4.2.1 Seetaucher

4.2.1.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Bei Schiffstransekt-Erfassungen war die Häufigkeitsverteilung der Seetaucher im Jahresgang in den fünf Erfassungsjahren 2013 - 2019 im Vergleich sehr ähnlich (Abb. 4.46). Die maximale Monatsdichte lag in allen Jahren im April, außer im Jahr 2019, wo das Maximum im März lag (Tab. 4.5). Die Dichten in den Jahren 2015 und 2016 waren geringer als in den übrigen Erfassungsjahren. Im Jahr 2017 war die maximale Monatsdichte am höchsten, im Jahr 2015 am geringsten (Tab. 4.21). Die höchste saisonale Dichte wurde im Jahr 2013 nachgewiesen, allerdings waren die Dichten in den Jahren 2017, 2018 und 2019 nur minimal geringer (Tab. 4.21). Die in der Monitoringphase zum Testfeld ‚alpha ventus‘ (2008 - 2013) festgestellten Dichten erschienen höher (BioConsult SH & IfAÖ 2014). Auch dort wurde eine höchste saisonale Dichte nach Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet im Frühjahr nachgewiesen (maximal 0,51 Ind./km² in 2012), wobei die maximalen Dichten im April auftraten.

Die räumliche Verteilung im Schiffs-Untersuchungsgebiet war für Seetaucher in den Vorjahren verstreut und ohne erkennbaren Schwerpunkt. Im Jahr 2018 und weniger stark ausgeprägt auch in 2019 war eine Präferenz für den westlichen Rand des Gebietes um das FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘ und entfernt von den in Betrieb stehenden OWP zu erkennen. Tendenziell zeigten sich jedoch bereits im Frühjahr 2016 und 2017 höhere Dichten in der westlichen Hälfte des Untersuchungsgebietes. Es wurden stets nur sehr vereinzelt Seetaucher innerhalb der OWP-Gebiete nachgewiesen.

Tab. 4.21 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Seetaucher nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2019	0,15 (Frühjahr)	0,38 (Mrz.)	114	0,09 (Frühjahr)	0,09 (Apr.)	103
2018	0,15 (Frühjahr)	0,27 (Apr.)	141	0,15 (Frühjahr)	0,26 (Apr.)	258
2017	0,14 (Frühjahr)	0,40 (Apr.)	112	0,36 (Winter)	0,36 (Feb.)	535
2016	0,05 (Frühjahr)	0,10 (Apr.)	53	0,25 (Frühjahr)	0,44 (Apr.)	512
2015	0,03 (Frühjahr)	0,06 (Apr.)	49	0,24 (Winter)	0,26 (Apr.)	353
2014	0,09 (Frühjahr)	0,21 (Apr.)	76	0,25 (Winter)	0,25 (Nov.)	303
2013	0,17 (Frühjahr)	0,16 (Apr.)	73	-	-	-

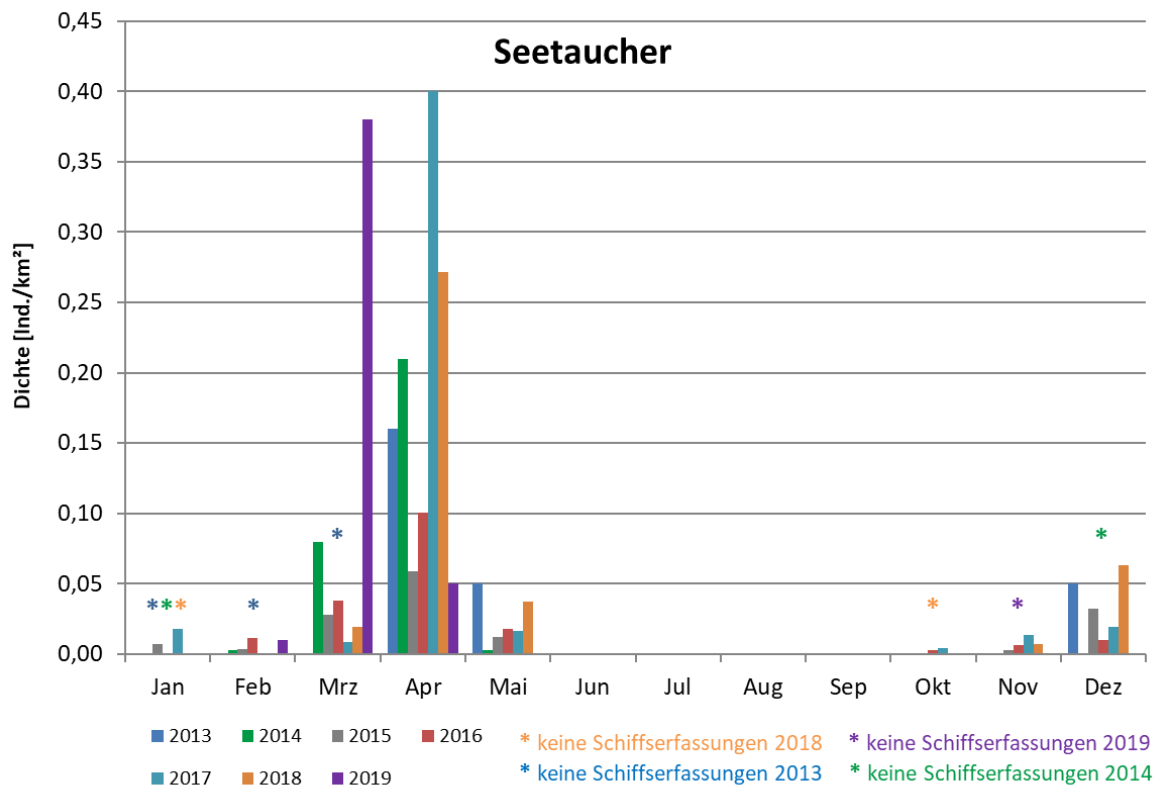


Abb. 4.46 Vergleich der monatlichen Dichten der Seetaucher nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.

4.2.1.2 Flugtransekt-Erfassungen

Die bei Flugtransekt-Erfassungen im aktuellen Untersuchungszeitraum festgestellte Maximaldichte liegt mit 0,09 Ind./km² unter der des Vorjahres und war insgesamt die geringste zwischen 2014 und 2019 festgestellte Maximaldichte (Tab. 4.21, Abb. 4.47). Die nächsthöhere Dichte wurde mit 0,25 Ind./km² im November 2014 erfasst. Insgesamt waren die im aktuellen Untersuchungszeitraum festgestellten Dichten die geringsten seit Beginn der Cluster-Erfassungen. Die während der Erfassungen am Testfeld ‚alpha ventus‘ (2008 - 2013) ermittelten Dichten waren höher (BioConsult SH & IfAÖ 2014), während die Phänologie aber vergleichbar ist. Auch dort wurden Seetaucher (wie zwischen 2015 und 2019) vor allem in den Winter- und Frühjahrsmonaten festgestellt.

Wie im Vorjahr 2018 wurden auch während der diesjährigen Erfassungen keine erhöhten Dichten im Norden des Untersuchungsgebietes festgestellt. Seetaucher akkumulierten im Winter 2018/19 im Süden des Untersuchungsgebietes. Während in den Jahren davor im Frühjahr auch ein Schwerpunkt im Norden des Untersuchungsgebietes festgestellt wurde, war die diesjährige Frühjahrsverteilung ungerichtet und nicht durch einen Schwerpunkt im Norden gekennzeichnet. Die Dichten waren insgesamt gering, sodass auch in den Bereichen der Windparks nur geringe Dichten erfasst wurden.

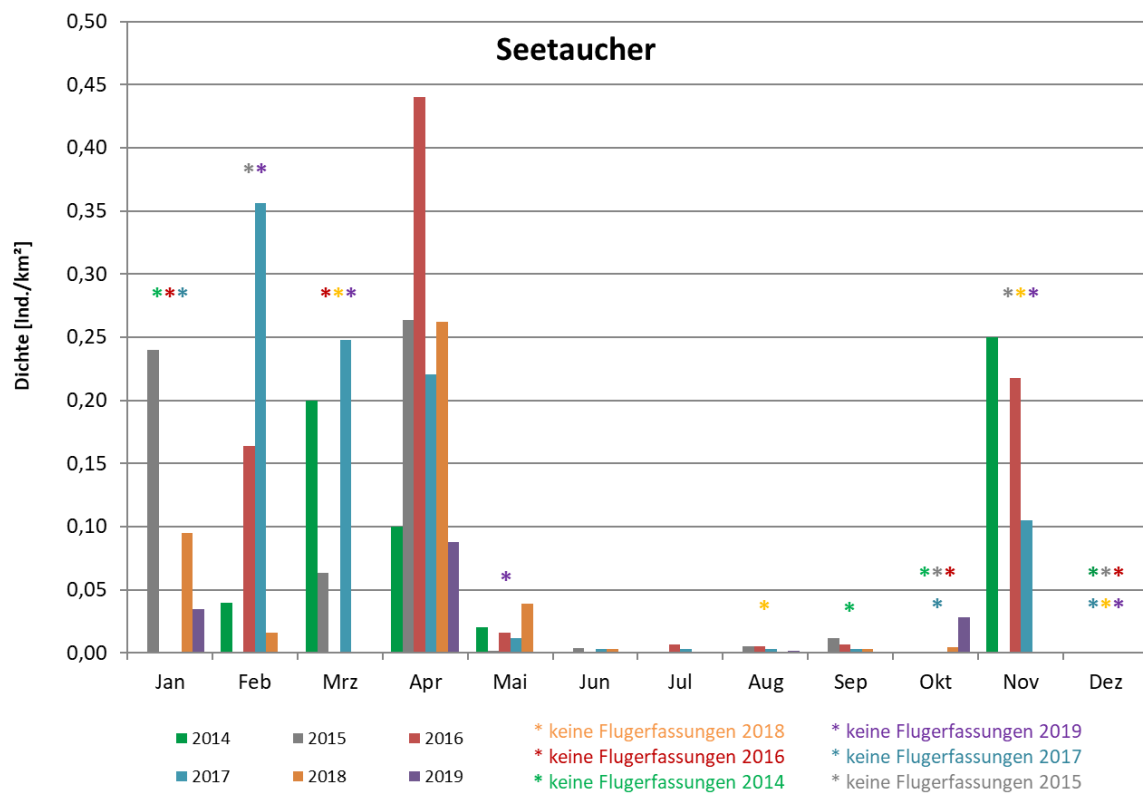


Abb. 4.47 Vergleich der monatlichen Dichten der Seetaucher nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.

4.2.2 Basstölpel

4.2.2.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Die Schiffstransekt-Erfassungen zeigten beim Basstölpel eine relativ einheitliche Phänologie über die Erfassungsjahre mit höheren Dichten im Frühjahr und Sommer (Abb. 4.48). Die Dichtemaxima der einzelnen Untersuchungsjahre lagen in vier von sieben Jahren im April, sonst im September, Juni/August, bzw. März (Tab. 4.5). Die Dichten schwankten zwischen den Jahren. Die mit Abstand höchste Saisondichte wurde im Jahr 2018 festgestellt, vor den Jahren 2019 und 2014 (Tab. 4.22). Die geringste Dichte wurde 2015 festgestellt.

Basstölpel verteilten sich bei den Schiffstransekt-Erfassungen lückenhaft, aber relativ weiträumig im Untersuchungsgebiet, lokal wurden mittlere bis hohe Dichten festgestellt. In den Frühjahren 2016 bis 2019 zeigten Basstölpel eine Konzentration im Südwesten bzw. Westen des Untersuchungsgebietes, in der Region des FFH-Gebietes ‚Borkum Riffgrund‘. In den anderen Jahreszeiten ließen sich auch Schwerpunkte feststellen, diese waren aber nicht über die Jahre konstant und stellten so vermutlich eine zufällige Konzentration, möglicherweise an Nahrungsquellen, dar. Die stark schwankenden Dichten zwischen den Untersuchungsjahren sind für eine sehr mobile Art wie den Basstölpel nicht ungewöhnlich. Lokal auftretende, große Nahrungsvorkommen können zu stark erhöhten Dichten der Art in diesen Gebieten führen (Hamer et al. 2000, 2001).

Tab. 4.22 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Basstölpel nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2019	0,55 (Frühjahr)	1,08 (Mrz.)	435	0,08 (Frühjahr)	0,08 (Apr.)	179
2018	1,25 (Frühjahr)	1,85 (Apr.)	924	0,06 (Frühjahr)	0,06 (Apr., Jul.)	156
2017	0,36 (Frühjahr)	0,67 (Apr.)	305	0,12 (Sommer)	0,34 (Aug.)	392
2016	0,16 (Frühjahr)	0,32 (Apr.)	223	0,55 (Frühjahr)	0,55 (Apr.)	468
2015	0,08 (Sommer)	0,12 (Jun., Aug.)	190	0,03 (Herbst)	0,05 (Mai)	116
2014	0,43 (Frühjahr)	0,84 (Apr.)	420	0,04 (Frühjahr, Winter)	0,07 (Jul.)	137
2013	0,11 (Sommer)	0,18 (Sep.)	206	-	-	-

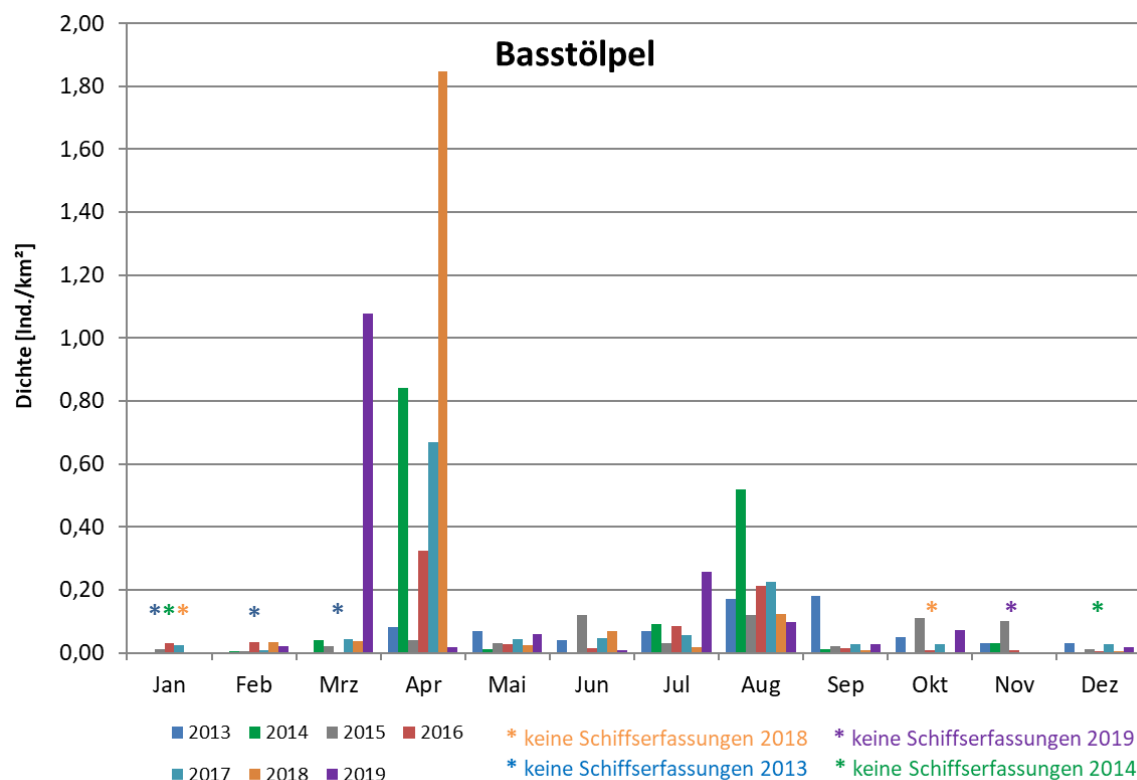


Abb. 4.48 Vergleich der monatlichen Dichten der Basstölpel nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.

4.2.2.2 Flugtransekt-Erfassungen

Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden Basstölpel in geringen Dichten festgestellt (Abb. 4.49). Wie bereits in den Vorjahren wurden auch 2019 insgesamt geringe Dichten ermittelt. In 2016 und 2017 wurden einmalig deutlich höhere Dichten festgestellt. Im Jahr 2016 lag die insgesamt höchste monatliche Dichte mit 0,55 Ind./km² im April und damit deutlich höher als bei den Erfassungen der aktuellen Untersuchung. In 2019 wurde das Maximum aber auch im April festgestellt (Tab. 4.22, Abb. 4.49). Die Dichten der Jahre 2014, 2015 und 2018 lagen auf einem ähnlichen Niveau wie im aktuellen Untersuchungsjahr 2019. Bis auf die in 2016 und 2017 erfassten einzelnen höheren Dichten, lagen die ermittelten Dichten in den übrigen Monaten in allen Jahren meist wesentlich niedriger (< 0,1 Ind./km²). Während des 1. Untersuchungsjahres im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ wurden bei Flugtransekt-Erfassungen maximale monatliche Dichten von 0,10 Ind./km² festgestellt (IfAÖ et al. 2015). Die ermittelten maximalen saisonalen Dichten der Flugtransekt-Erfassungen zum Testfeld ‚alpha ventus‘ im Gesamtzeitraum (2008 - 2013) lagen mit 0,15 Ind./km² (BioConsult SH & IfAÖ 2014) in einem ähnlichen Bereich wie im laufenden Monitoring seit 2014, welches allerdings durch stärkere Schwankungen der saisonalen Dichten gekennzeichnet ist. So liegt die aktuelle saisonale Dichte (welche allerdings nur durch einen Flug ausgemacht wurde) mit 0,08 Ind./km² im Frühjahr darunter. Im Vorjahr lag die maximale saisonale Dichte mit 0,06 Ind./km² auf einem ähnlichen Niveau (Tab. 4.22).

Bei den Flugtransekt-Erfassungen zeigte sich auch in der Vergangenheit ein lückenhaftes Verbreitungsmuster der Basstölpel ohne besondere Schwerpunkte. Grundsätzlich scheinen Basstölpel eher das Seegebiet nördlich der 12-Meilen-Zone aufzusuchen, in Bereichen mit

Wassertiefen von mehr als 30 Metern. Lokal wurden, wie im aktuellen Erfassungszeitraum im Frühjahr, teils höhere Dichten festgestellt. Diese zeigen im Vergleich der Jahre jedoch keine Kontinuität, sodass, ähnlich wie bei den Schiffstransekt-Erfassungen, diese höheren Dichten vermutlich durch ein lokal erhöhtes Nahrungsaufkommen in diesen Bereichen bedingt ist.

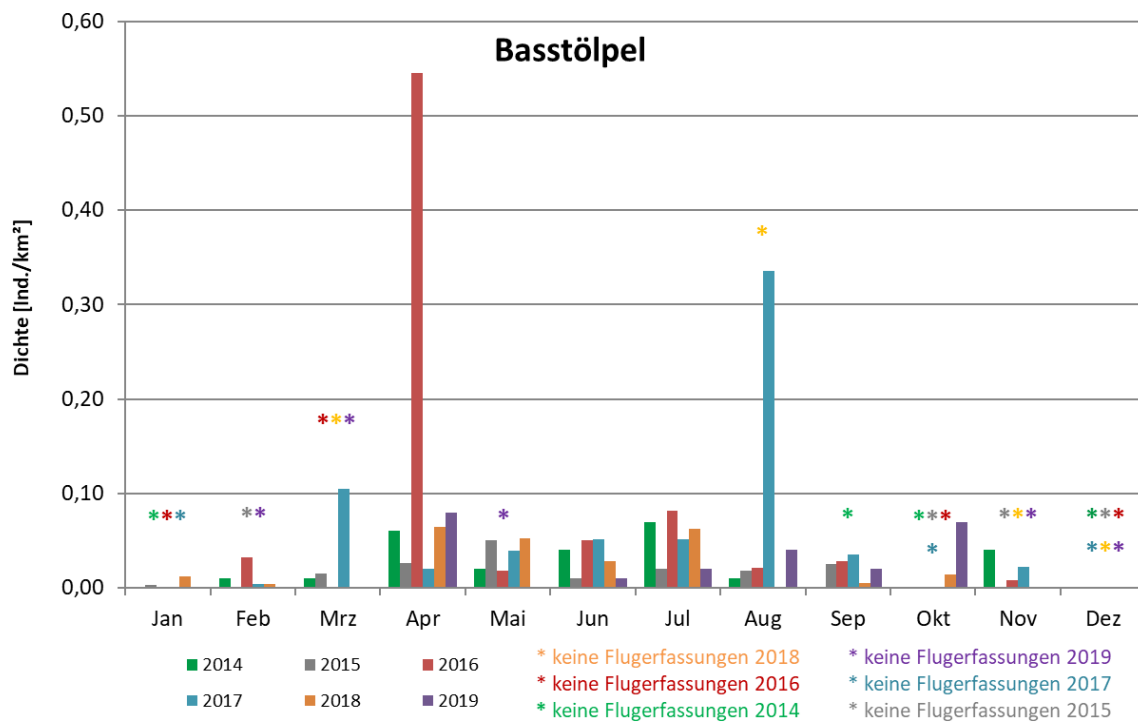


Abb. 4.49 Vergleich der monatlichen Dichten der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.

4.2.3 Trauerente

4.2.3.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Die Trauerente zeigte bei Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Jahren stark schwankende Dichten und keine einheitliche Phänologie (Abb. 4.50). Dichtemaxima fielen in unterschiedliche Monate und Jahreszeiten und Monatsmaxima schwankten zwischen 0,07 Ind./km² (2015) und 0,36 Ind./km² im Jahr 2019 (Tab. 4.23). In den Jahren 2013 und 2014 waren die maximalen Saisondichten deutlich höher als im Untersuchungsjahr 2015, in den Jahren 2016 und 2017 stiegen sie wieder an, um dann im Jahr 2018 wieder auf das Niveau von 2015 zu fallen. Das Jahr 2019 zeigte wiederum eine maximale Saisondichte vergleichbar mit 2013 und 2014. Die unterschiedliche Häufigkeitsverteilung im Jahresverlauf zwischen den Jahren kann an den insgesamt relativ geringen Dichten liegen oder daran, dass die Trauerente das Untersuchungsgebiet aufgrund der hohen Wassertiefe eher als Durchzugsgebiet und nicht als Rastgebiet nutzt.

Die räumliche Verteilung im Untersuchungsgebiet zeigte bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Jahr 2014 eine Konzentration im Osten, während sich 2015 bis 2019 aufgrund geringer Dichten eher eine lückenhafte Zufallsverteilung ergab.

Tab. 4.23 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Trauerenten nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019. * Verändertes Transektdesign ab Februar 2018, Dichten können nicht direkt mit den Vorjahresdichten verglichen werden.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2019	0,13 (Frühjahr)	0,36 (Mrz.)	127	7,32 (Frühjahr)*	7,32 (Apr.)	4.955
2018	0,03 (Frühjahr)	0,08 (Mai)	29	0,43 (Winter)*	0,77 (Jan.)	563 *
2017	0,08 (Sommer)	0,33 (Jul.)	142	6,21 (Winter)	9,94 (Mrz.)	12.234
2016	0,08 (Winter)	0,08 (Dez.)	47	5,29 (Winter)	5,29 (Feb.)	8.176
2015	0,03 (Winter)	0,07 (Sep.)	60	0,73 (Frühjahr)	1,69 (Mrz.)	1.671
2014	0,12 (Frühjahr)	0,22 (Mai)	212	9,74 (Frühjahr)	9,74 (Feb.)	16.633
2013	0,12 (Frühjahr)	0,23 (Apr.)	101	-	-	-

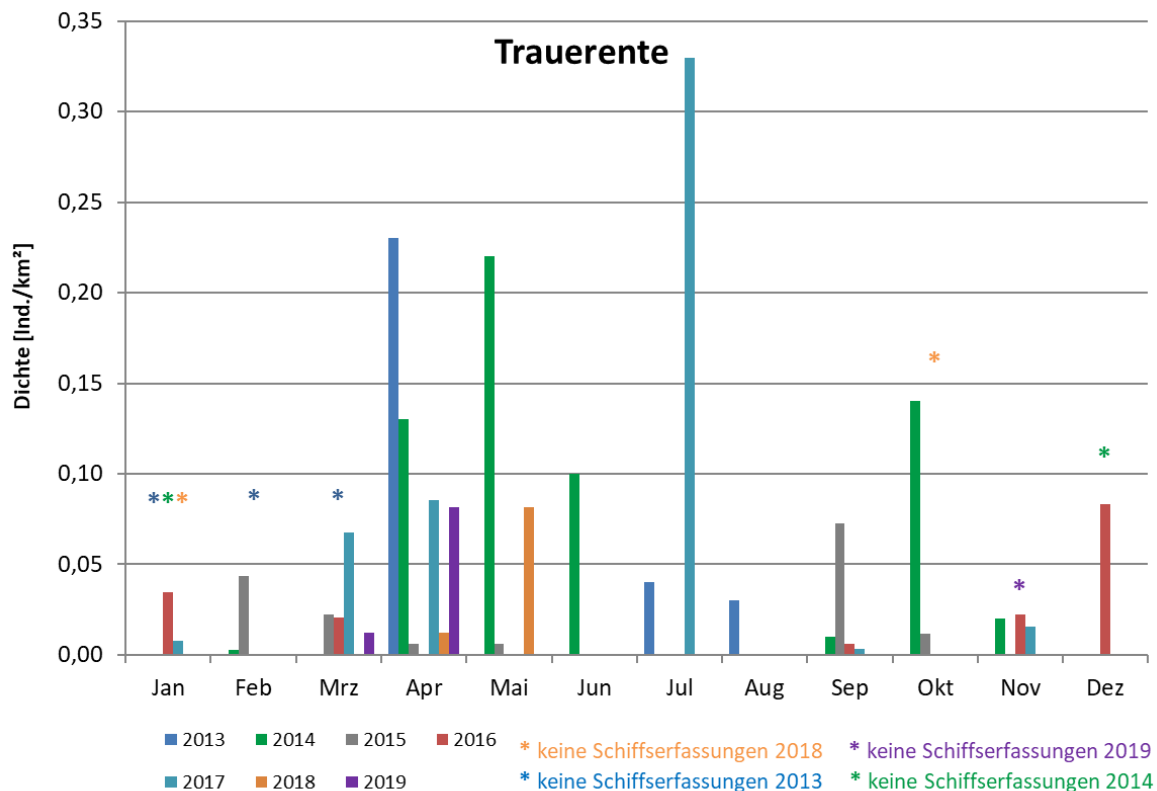


Abb. 4.50 Vergleich der monatlichen Dichten der Trauerenten nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.

4.2.3.2 Flugtransekt-Erfassungen

Während im Vorjahr deutlich weniger Trauerenten im Fluguntersuchungsgebiet festgestellt wurden, lagen die Dichten im aktuellen Untersuchungszeitraum höher. Die nun höheren Dichten weisen darauf hin, dass die geringen Dichten des Vorjahreszeitraums nicht ausschließlich auf die Reduzierung der Transekte im Süden zurückzuführen sind. Ein direkter Vergleich der aktuell bei den Flugtransekt-Erfassungen erhobenen Trauerentendichten ist nur mit den Ergebnissen des Vorjahres möglich, während ein Vergleich mit den Dichten vor 2018 nur eingeschränkt möglich ist. Während die Frühjahrsdichten mit 7,32 Ind./km² im Untersuchungsjahr 2019 eine der höchsten bisher festgestellten Dichten war, war die Gesamtindividuenzahl insgesamt relativ gering. Fast alle Trauerenten wurden während der Erfassung im April festgestellt, sodass die Dichten der anderen Monate insgesamt gering waren und eher auf dem Niveau des Vorjahres lagen (Tab. 4.23, Abb. 4.51). Das bisherige Dichtemaximum wurde 2017 mit 9,94 Ind./km² im März erfasst. Im Jahr 2014 waren die Dichten ähnlich hoch wie 2017 (vgl. Tab. 4.23). Der geringe Trauerentenbestand im Jahr 2015 (im Gegensatz zu 2014, 2016 und 2017 vgl. Tab. 4.23) zeigt, dass die Bestände der Tiere im Untersuchungsgebiet zwischen den Jahren stark schwanken können. Die deutlich höheren Dichten im aktuellen Untersuchungszeitraum im Vergleich zum Vorjahr weisen ebenso darauf hin, dass trotz des veränderten Untersuchungsdesigns weiterhin größere Rastbestände der Trauerente festgestellt werden können. Offensichtlich war der Trauerentenbestand des Vorjahres insgesamt gering oder größere Rastbestände wurden aufgrund der zeitlichen Aufteilung der Erfassungen nicht beobachtet.

Die räumliche Verteilung bei den Flugtransekt-Erfassungen zeigte für alle Untersuchungsjahre, dass die Trauerente fast ausschließlich in den küstennahen Flachwasserbereichen innerhalb der 12-Meilen-Zone vorkommt. Mit dem aktuellen Untersuchungsdesign werden diese Bereiche nur noch am Rande abgedeckt, dennoch wurden im Süden größere Ansammlungen festgestellt. Das Schiffs-Untersuchungsgebiet liegt nach wie vor weiter nördlich und deckt diese Bereiche nicht ab. Im Bereich der Windparkflächen wurden Trauerenten während aller Untersuchungsjahre kaum beobachtet.

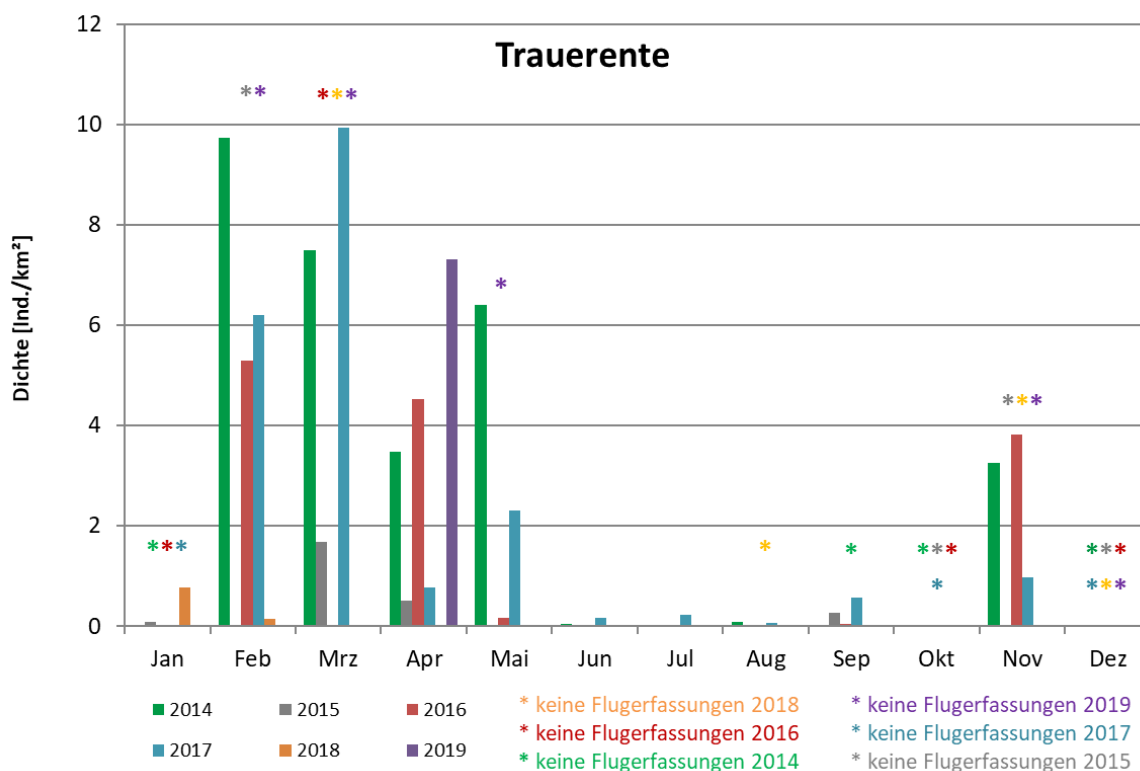


Abb. 4.51 Vergleich der monatlichen Dichten der Trauerenten nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019. Verändertes Transektdesign ab Februar 2018, daher sind die Dichten nicht direkt vergleichbar.

4.2.4 Zwergmöwe

4.2.4.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Zwergmöwen wurden bei Schiffstransekt-Erfassungen in relativ stark schwankenden Dichten, aber mit einer deutlich ausgeprägten arttypischen Phänologie festgestellt (Abb. 4.52). Die höchsten Dichten wurden dabei in allen Jahren, außer im Jahr 2014 (März), im April, und somit im Frühjahr, festgestellt (Tab. 4.24). Im Jahr 2014 lässt sich, verglichen mit den anderen Untersuchungsjahren, ein etwas früherer Frühjahrszug vermuten. Die erfassten maximalen Monatsdichten waren im Jahr 2017 insgesamt am höchsten und im Jahr 2013 am geringsten, was aber auch daran liegen kann, dass hier im März keine Erfassung erfolgte. Auch das Jahr 2019 zeigte im Vergleich der Jahre eher geringe Dichten.

Die räumliche Verteilung im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ war bei den Schiffstransekt-Erfassungen in allen Jahren lückenhaft und relativ großflächig mit lokal hohen Dichten. In einzelnen Jahreszeiten zeigte sich eine Konzentration um das FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘. Der zentrale Bereich des Untersuchungsgebietes, um die bestehenden OWPs, wurde dabei meist eher in geringerem Ausmaß genutzt.

Tab. 4.24 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Zwergmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2019	0,32 (Frühjahr)	0,63 (Apr.)	392	0,09 (Herbst)	0,32 (Okt.)	318
2018	0,26 (Frühjahr)	0,41 (Apr.)	323	0,59 (Frühjahr)	1,20 (Apr.)	911
2017	0,97 (Frühjahr)	1,91 (Apr.)	743	0,53 (Winter)	0,70 (Mrz.)	876
2016	0,44 (Frühjahr)	0,86 (Apr.)	375	0,44 (Frühjahr)	1,23 (Apr.)	970
2015	0,66 (Frühjahr)	1,29 (Apr.)	773	0,43 (Winter)	0,77 (Apr.)	1.052
2014	0,34 (Winter)	0,60 (Mrz.)	340	1,15 (Frühjahr)	1,92 (Apr.)	2.372
2013	0,05 (Frühjahr)	0,11 (Apr.)	48	-	-	-

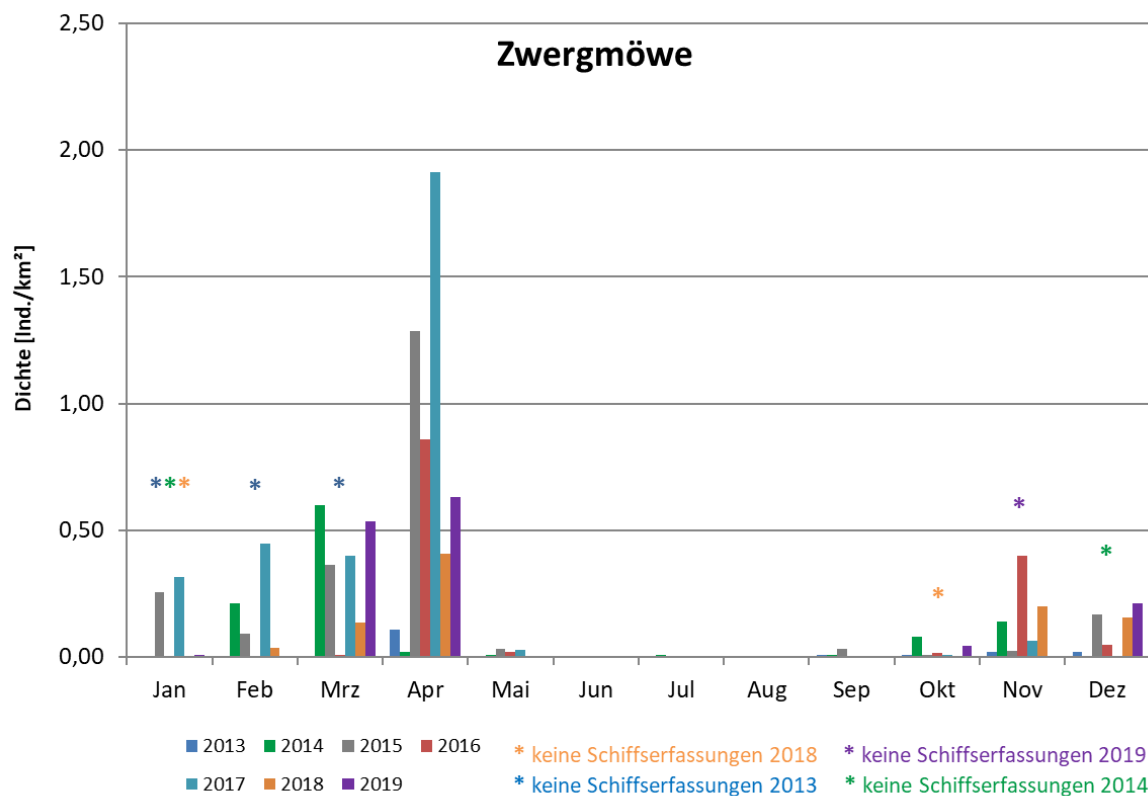


Abb. 4.52 Vergleich der monatlichen Dichten der Zwergmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.

4.2.4.2 Flugtransekt-Erfassungen

Bei den aktuellen Flugtransekt-Erfassungen wurde die geringste saisonale Dichte aller Untersuchungsjahre festgestellt (Abb. 4.53). Der Wert im 1. Untersuchungsjahr (2013) war auf Basis von konventionellen Flugzählungen mit 0,76 Ind./km² im Mai auch deutlich höher (IfAÖ et al. 2015). Die bisherigen Maximaldichten wurden zwischen März und Mai während des Frühjahrszuges der Zwergmöwe festgestellt. Im aktuellen Untersuchungszeitraum wurden die höchsten Dichten im Oktober, während des Herbstzuges erfasst. Die Frühjahrsdichten der Zwergmöwe in 2019 waren mit 0,07 Ind./km² vergleichsweise gering. Die schwankenden Dichten der Zwergmöwe lassen sich durch den kurzen schnellen Durchzug der Art erklären, somit ist es stark vom Zufall abhängig, ob der Höhepunkt der Zugwelle erfasst wird oder nicht. Offensichtlich wurde im aktuellen Untersuchungszeitraum keine Zugwelle im Frühjahr erfasst. Ein Rückschluss auf Bestandsschwankungen im Gebiet kann aus diesen Daten nicht gezogen werden. Dass die monatlichen Erfassungen nicht zwangsläufig den Hauptdurchzug der Zwergmöwen widerspiegeln, sondern die Erfassung dieser Art stark variabel ist und von Zugwellen bestimmt wird, zeigt sich auch im Rückblick auf die Schiffstransekt-Erfassungen zum Testfeld ‚alpha ventus‘ zwischen 2008 und 2013. Hohe monatliche Dichten wurden dort vor allem während des Heimzugs im April und Mai, mit maximal 3,37 Ind./km² im April 2011, festgestellt. Das Vorkommen dieser Art war jedoch hochvariabel und schwankte zwischen einzelnen Ausfahrten, sodass mittlere saisonale Maximaldichten lediglich bei 0,51 Ind./km² lagen (BioConsult SH & IfAÖ 2014). Ähnliches stellt sich auch in den Erfassungen seit 2013 dar.

Während des aktuellen Untersuchungszeitraums wurden bei den Flugtransekt-Erfassungen im Frühjahr nur geringe Dichten festgestellt. Die Tiere waren vereinzelt im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes anzutreffen, während in den Vorjahren die Hauptverbreitung während des Frühjahrszuges im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes erfasst wurde. Die großräumige Verbreitung im Herbst 2019 ist hingegen eher vergleichbar mit der Verteilung der Zwergmöwe im Winter 2017/18 und Herbst 2018, wie auch Herbst 2014 bis 2017. Zwergmöwen werden als klassische Küstenleitlinienzieher beschrieben (Koop 2002), nutzen aber anscheinend den gesamten Untersuchungsraum als Überwinterungs- und Durchzugsgebiet.

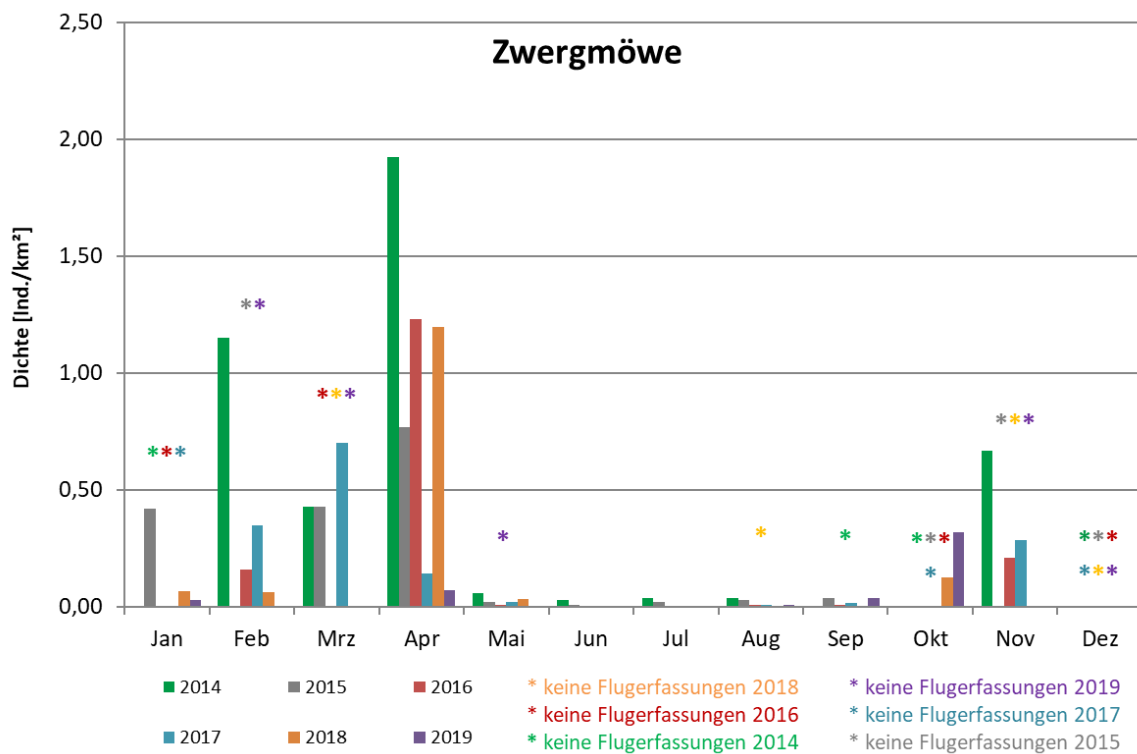


Abb. 4.53 Vergleich der monatlichen Dichten der Zwergmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.

4.2.5 Lachmöwe

4.2.5.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Für die Lachmöwe wurden bei Schiffstransekt-Erfassungen in den Vorjahren stets vergleichsweise geringe Dichten festgestellt (Tab. 4.25). Im Jahr 2014 wurden keine Dichten berechnet. Das Jahr 2016 zeigte mit einer vergleichsweise hohen monatlichen Maximaldichte im März einen deutlichen Unterschied zu den anderen Erfassungsjahren. Im aktuellen Erfassungsjahr 2019 waren die Dichten vergleichsweise gering. Da die Lachmöwe keine typische Offshore-Art ist (Mendel et al. 2008), ist sie jenseits der 12-Seemeilenzone und damit im Schiffs-Erfassungsgebiet nicht in hohen Dichten zu erwarten. Die relativ hohe Dichte im März 2016 war daher eher eine Ausnahme. Möglicherweise waren hier Lachmöwen Fiskuttern weiter auf das Meer hinaus gefolgt, als sie es normalerweise tun. Die Verteilung im Untersuchungsgebiet war in allen Jahren lückenhaft und erschien zufällig.

Tab. 4.25 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Lachmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019. Für 2014 wurden bei den Schiffstransekt-Erfassungen keine Dichten berechnet.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2019	0,02 (Frühjahr)	0,02 (Apr.)	8	0,07 (Herbst)	0,12 (Aug.)	232
2018	0,02 (Herbst)	0,05 (Sep.)	31	0,03 (Herbst)	0,04 (Okt.)	76
2017	0,03 (Frühjahr)	0,05 (Mrz.)	18	0,07 (Frühjahr)	0,12 (Mrz.)	174
2016	0,10 (Frühjahr)	0,21 (Mrz.)	107	0,34 (Frühjahr)	0,34 (Apr.)	309
2015	0,03 (Frühjahr)	0,04 (Mrz.)	52	0,12 (Frühjahr)	0,19 (Apr.)	190
2014	-	-	132	0,25 (Winter)	0,25 (Nov.)	239
2013	< 0,01 (Sommer, Herbst)	0,01 (Jul., Aug., Sep.)	6	-	-	-

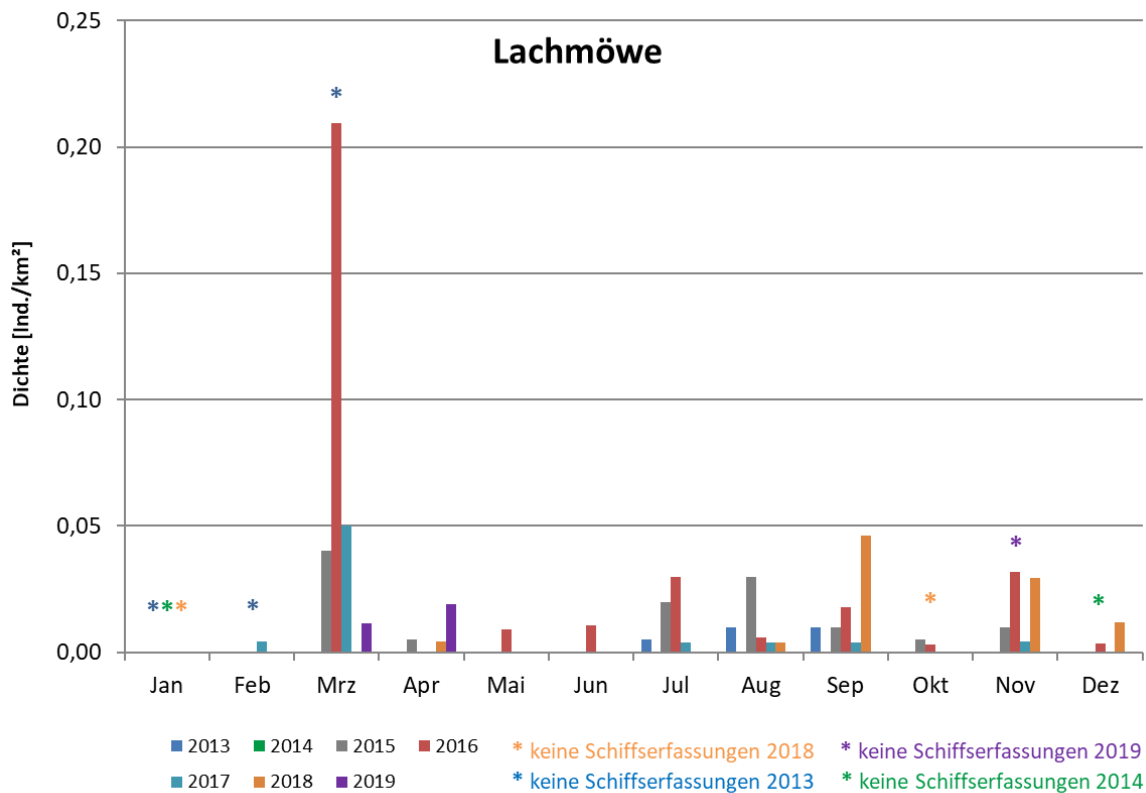


Abb. 4.54 Vergleich der monatlichen Dichten der Lachmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019. Im Jahr 2014 wurden keine Dichten berechnet.

4.2.5.2 Flugtransekt-Erfassungen

Wie bereits im Vorjahreszeitraum wurden die höchsten saisonalen Dichten bei Flugtransekt-Erfassungen im Herbst festgestellt (Tab. 4.25, Abb. 4.55). Die höchste monatliche Dichte lag im Jahr 2019 mit 0,12 Ind./km² im August zwar höher als im Vorjahr, war aber ebenso wie die maximale Dichte im März 2017 eine der geringsten Maximaldichten seit 2014 (Tab. 4.25). Im Jahr 2016 lag das monatliche Maximum im April (0,34 Ind./km²), 2014 lag das Maximum mit 0,25 Ind./km² im November. Insgesamt wurden im Untersuchungsjahr 2019 ganzjährig Lachmöwen im Untersuchungsgebiet erfasst. Dies gilt für alle Untersuchungsjahre und zeigt sich auch in den Rasterdichtekarten. Jedoch wurden lediglich in den Monaten mit den höchsten Dichten vergleichsweise flächendeckende Rasterdichten festgestellt, in den übrigen Monaten wurden Lachmöwen nur vereinzelt und verstreut festgestellt.

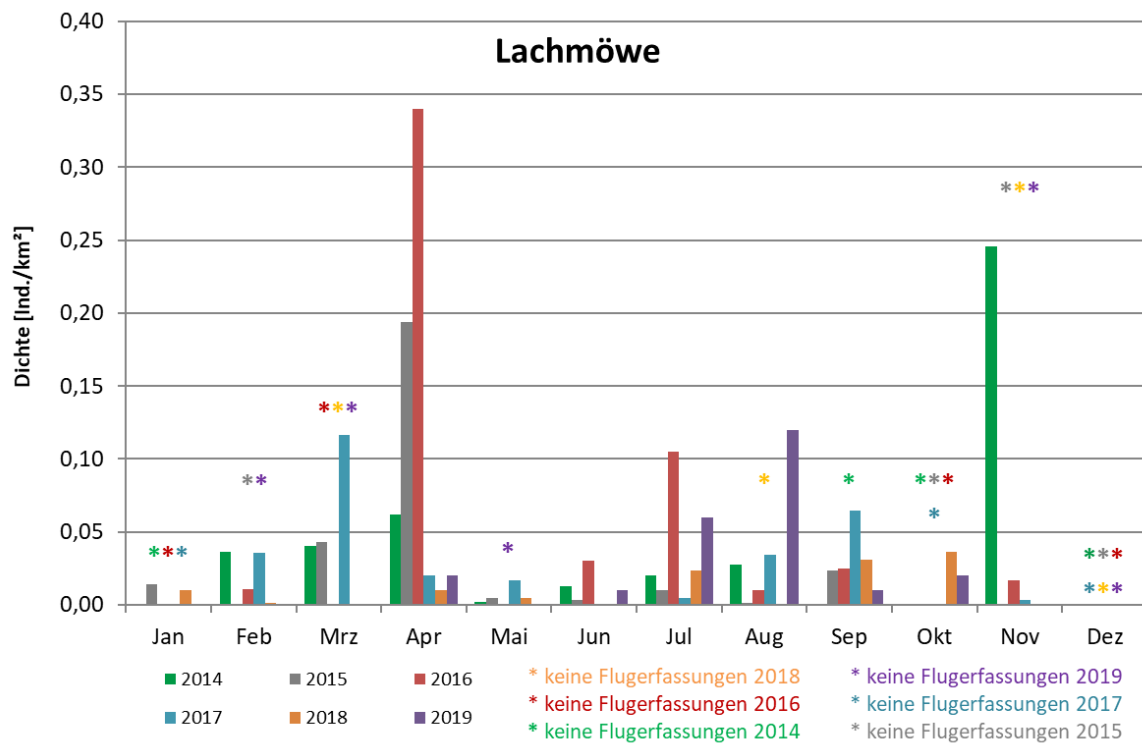


Abb. 4.55 Vergleich der monatlichen Dichten der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.

4.2.6 Sturmmöwe

4.2.6.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Über die sieben Untersuchungsjahre zeigte sich bei Schiffstransekt-Erfassungen für Sturmmöwen ein einheitliches Muster mit höheren Dichten im Winter und Frühjahr und geringeren Dichten im Sommer (Abb. 4.56). Im Januar wurden allerdings weder 2013 noch 2014 Sturmmöwen erfasst. Maximale Monatsdichten waren 2018 und 2019 ähnlich und deutlich höher als in den Vorjahren, wobei die maximale Saisondichte in der aktuellen Erfassung deutlich höher lag als in allen Vorjahren, inklusive 2018. Die geringsten Dichten wurden 2013 nachgewiesen (Tab. 4.26). In den Jahren 2015 und 2016 waren die maximalen Dichten etwas höher als in den Jahren 2013, 2014 und 2017.

Sturmmöwen nutzten das Untersuchungsgebiet sowohl bei den Schiffs- als auch Flugtransekt-Erfassungen in allen Jahren großräumig in geringen bis lokal hohen Dichten ohne konsistente räumliche Präferenz zwischen den Jahren. Im Sommer wurden nur vereinzelt Sturmmöwen erfasst.

Tab. 4.26 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Sturmmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2019	1,03 (Winter)	1,95 (Dez.)	684	0,23 (Winter)	0,42 (Okt.)	586
2018	0,65 (Frühjahr)	2,06 (Dez.)	525	0,37 (Winter)	0,66 (Jan.)	608
2017	0,16 (Winter)	0,21 (Feb.)	200	0,35 (Frühjahr)	0,49 (Mrz.)	700
2016	0,25 (Winter)	0,42 (Dez.)	282	0,65 (Frühjahr)	1,19 (Apr.)	1.623
2015	0,26 (Winter)	0,38 (Mrz.)	487	0,70 (Frühjahr)	1,20 (Apr.)	1.004
2014	0,17 (Frühjahr)	0,26 (Mrz.)	210	1,44 (Winter)	1,44 (Nov.)	1.562
2013	0,09 (Frühjahr)	0,12 (Mai)	77	-	-	-

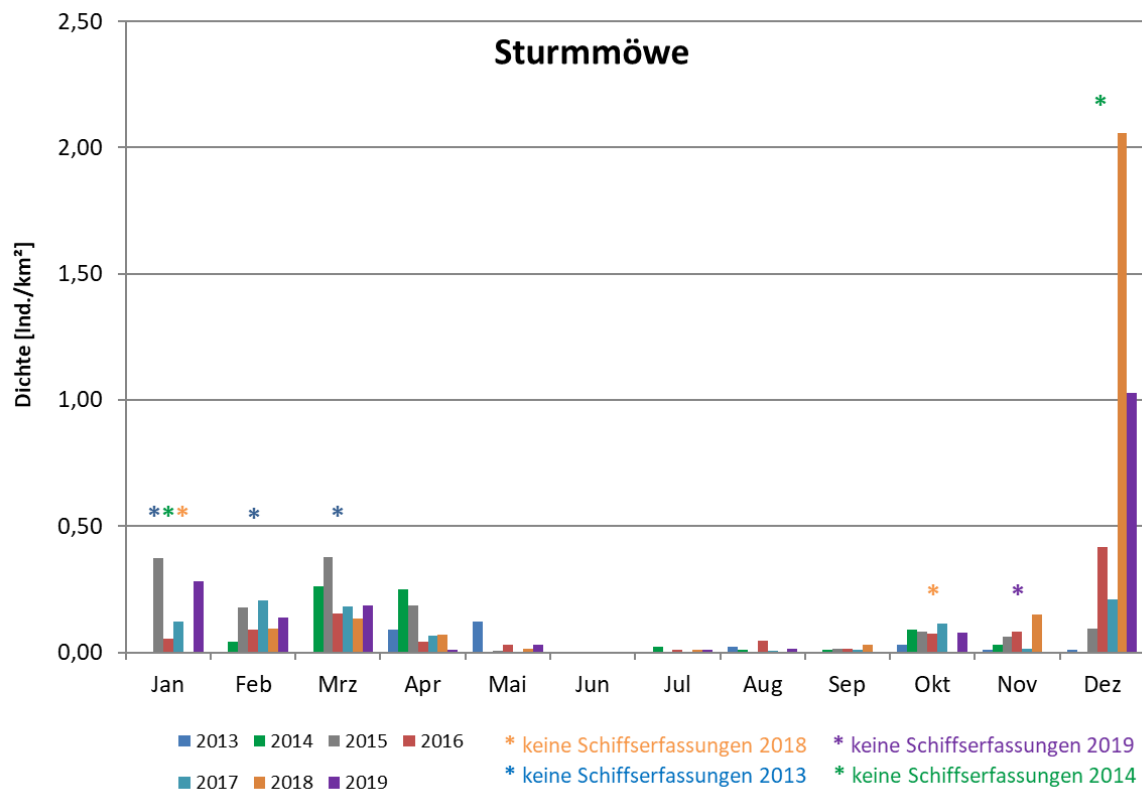


Abb. 4.56 Vergleich der monatlichen Dichten der Sturmmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.

4.2.6.2 Flugtransekt-Erfassungen

Während der aktuellen Flugtransekt-Erfassungen 2019 wurden die geringsten saisonalen Dichten seit Beginn der digitalen Flugtransekt-Erfassungen in 2014 festgestellt (Tab. 4.26). Auch die maximale monatliche Dichte war mit 0,42 Ind./km² im Oktober relativ gering und lag unter denen der Vorjahre (Abb. 4.57). Insgesamt lagen sowohl die saisonalen als auch die monatlichen Dichten zwischen 2017 und 2019 unter denen der vorherigen Jahre. Die monatlichen Dichten lagen unter 1 Ind./km². Wie auch in den Vorjahren variierten die Dichten der Sturmmöwen zwischen den Erfassungen stark.

Sturmmöwen nutzten das Untersuchungsgebiet sowohl bei den Schiffs- als auch Flugtransekt-Erfassungen in allen Jahren großräumig in geringen bis lokal hohen Dichten ohne konsistente räumliche Präferenz zwischen den Jahren. Im Sommer wurden nur vereinzelt Sturmmöwen erfasst. Einzelne lokal hohe Rasterdichten stehen möglicherweise in Verbindung zu Fischereiaktivitäten.

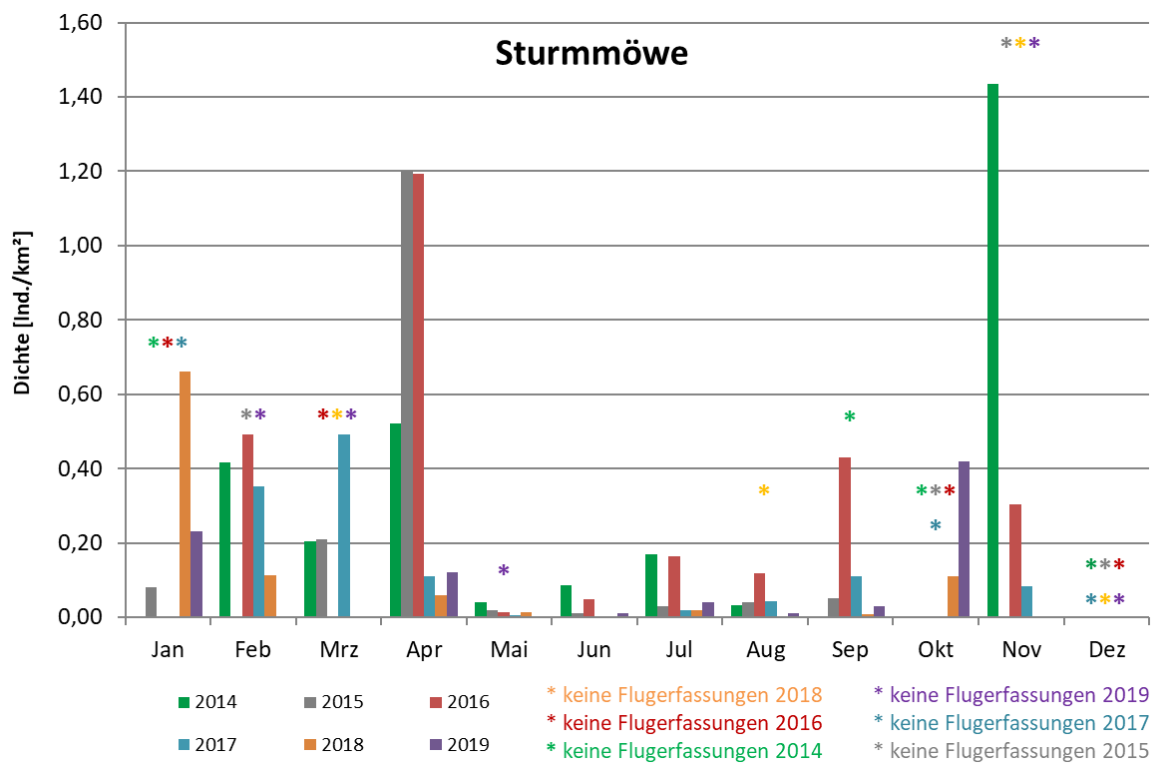


Abb. 4.57 Vergleich der monatlichen Dichten der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.

4.2.7 Heringsmöwe

4.2.7.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Für die Heringsmöwe zeigten die Schiffstransekt-Erfassungen eine einheitliche Phänologie mit vergleichsweise höheren Dichten im Frühjahr, Sommer und Herbst und deutlich geringeren Dichten im Winter (Abb. 4.58). Die monatlichen Dichtemaxima fielen in allen Jahren in den Juni, Juli oder August (Tab. 4.27). Sie waren in den Jahren 2013, 2016 und 2018 untereinander ähnlich, in den Jahren 2014 und 2019 vergleichsweise hoch und im Jahr 2015 eher gering (Tab. 4.27). Das Jahr 2017 zeigte im Gegensatz dazu ein vergleichsweise sehr hohes Dichtemaximum. Dies basierte auf einem sehr hohen Wert im Juli, während sich die Dichten der übrigen Monate im Jahr 2017 nicht deutlich von den Werten der Vorjahre unterschieden.

Die Heringsmöwe wurde bei Schiffstransekt-Erfassungen im gesamten Untersuchungsgebiet nachgewiesen. In den Jahren 2013 bis 2016 und auch im Jahr 2018 wurde bei Heringsmöwen und auch einigen anderen Möwenarten eine Konzentration im östlichen Bereich des Untersuchungsgebietes festgestellt. Dies hängt möglicherweise mit stärkerer Fischereiaktivität in diesem Gebiet zusammen. Im Jahr 2017 wurde in diesem Bereich keine Ansammlung registriert, es zeigte sich stattdessen eine relativ gleichmäßige Verteilung, während sich im Jahr 2019 im Sommer eine Konzentration im Westen des Untersuchungsgebietes zeigte.

Tab. 4.27 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Heringsmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2019	1,88 (Sommer)	1,88 (Jun.)	1.388	2,24 (Sommer)	3,53 (Jul.)	5.208
2018	0,96 (Sommer)	1,25 (Jun.)	1.210	1,64 (Sommer)	1,64 (Jun.)	2.478
2017	3,96 (Sommer)	5,95 (Jul.)	2.576	1,69 (Herbst)	2,44 (Aug.)	4.982
2016	0,96 (Sommer)	1,27 (Aug.)	1.327	1,62 (Herbst)	3,86 (Jul.)	4.890
2015	0,36 (Frühjahr)	0,72 (Aug.)	906	1,06 (Frühjahr)	1,51 (Jun.)	3.727
2014	1,52 (Sommer)	2,03 (Jul.)	1.903	2,51 (Sommer)	2,72 (Jul.)	4.326
2013	0,59 (Herbst)	1,46 (Jul.)	955	-	-	-

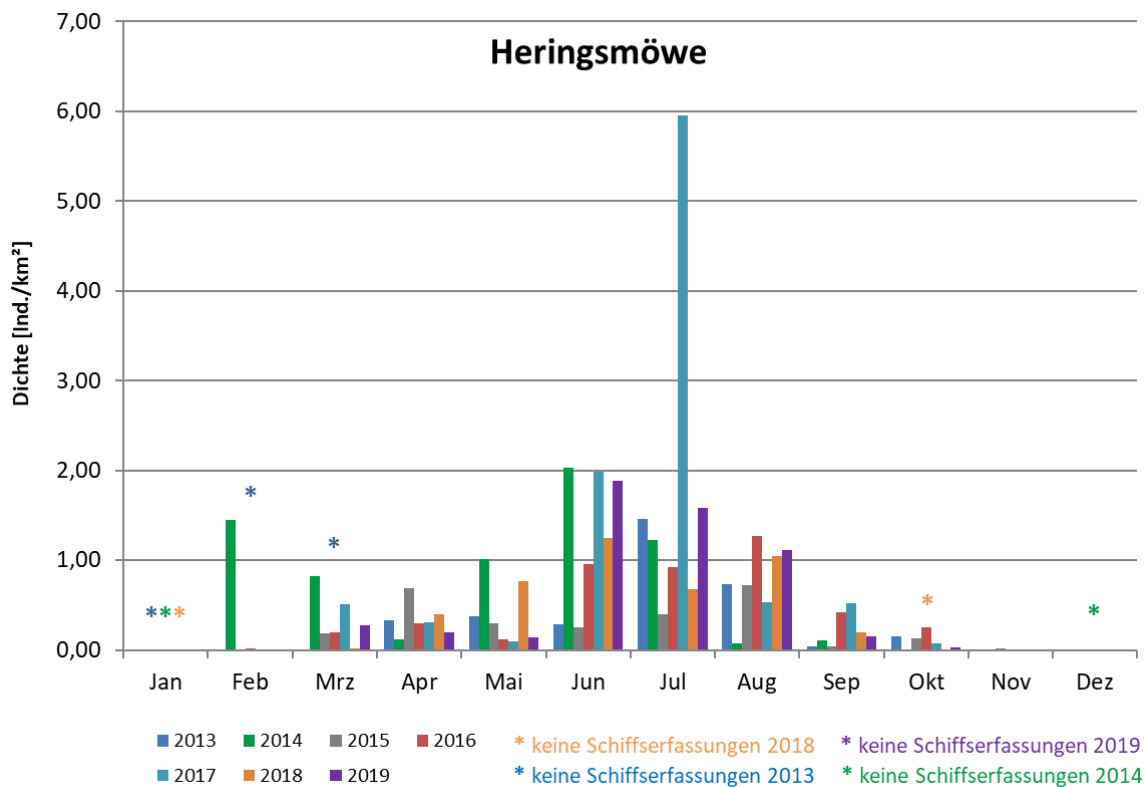


Abb. 4.58 Vergleich der monatlichen Dichten der Heringsmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.

4.2.7.2 Flugtransekt-Erfassungen

Wie auch in den Vorjahren wurden bei den Flugtransekt-Erfassungen für Heringsmöwen im Sommerhalbjahr die höchsten Dichten festgestellt (Abb. 4.59). Im aktuellen Untersuchungszeitraum wurden mit 2,24 Ind./km² nach 2014 die höchsten saisonalen Dichten festgestellt. In den übrigen Untersuchungsjahren wurden deutlich geringere Dichten festgestellt, mit den geringsten in 2015 (Tab. 4.27). Auch die zweithöchste monatliche Dichte wurde in 2019 im Juli festgestellt, diese wurde nur in 2016, ebenfalls im Juli, übertroffen. Auch bei den monatlichen Dichten lagen die übrigen Erfassungsjahre dahinter zurück. In Abb. 4.59 zeigt sich eine relativ hohe Variabilität der Dichten der Heringsmöwen zwischen den Jahren, aber auch innerhalb der Jahre sind die Dichten von hoher Variabilität geprägt.

Auch in der Verteilung der Heringsmöwen im Untersuchungsgebiet gab es bei Flugtransekt-Erfassungen keine großen Unterschiede im Vergleich zu den Vorjahren (Abb. 4.22), mit Ausnahme der Frühjahrsverteilung. Während im Jahr 2019, wie in den Vorjahren, im Sommer und Herbst nahezu im gesamten Untersuchungsgebiet Heringsmöwen erfasst wurden, wurden im Frühjahr hauptsächlich im Zentrum des Untersuchungsgebietes Heringsmöwen festgestellt. An den Rändern waren kaum Heringsmöwen anzutreffen. Während in den Vorjahren noch einzelne Individuen der Heringsmöwe in den Wintermonaten registriert wurden, wurden im Winter 2018/19 keine Individuen dieser Art erfasst.

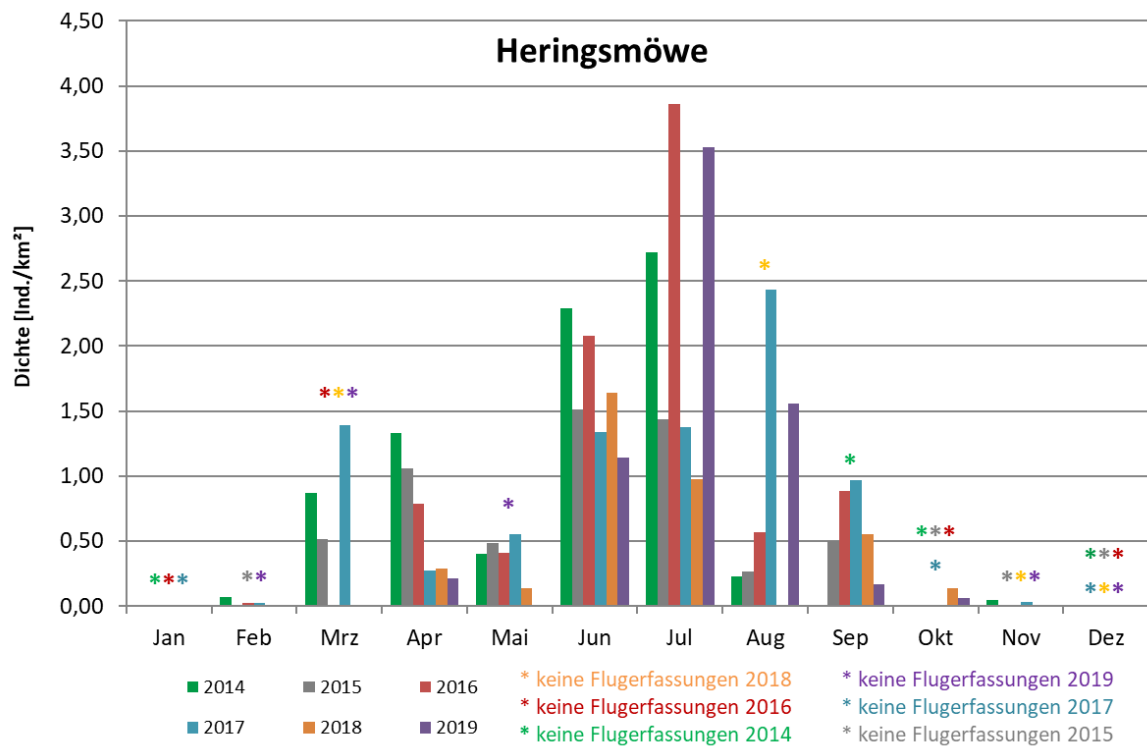


Abb. 4.59 Vergleich der monatlichen Dichten der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.

4.2.8 Mantelmöwe

4.2.8.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Es zeigten sich bei Schiffstransekt-Erfassungen der Mantelmöwe deutliche Unterschiede zwischen den Erfassungsjahren (Abb. 4.60). Die maximalen Monatsdichten lagen in unterschiedlichen Monaten, wobei die maximalen Dichtewerte in den Jahren 2013, 2016 und 2017 ähnlich waren, aber in den Jahren 2015, 2018 und 2019 deutlich niedriger lagen (Tab. 4.5). Die maximalen Saisondichten waren jedoch in den Jahren 2013 bis 2017 ähnlich und in den Jahren 2018 und 2019 niedriger (Tab. 4.28). Im Jahr 2014 wurden nur vereinzelt Individuen dieser Art festgestellt, sodass keine genauere Analyse durchgeführt wurde. Die aktuelle Erfassung 2019 zeigte die geringste Anzahl Individuen, sowie die geringste maximale Monats- und Saisondichte.

Die Mantelmöwe zeigte bei beiden Erfassungsmethoden in allen Jahren eine eher lückenhafte Verteilung mit lokal erhöhten Dichten ohne besondere räumliche Präferenzen.

Tab. 4.28 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Mantelmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2019	0,03 (Herbst, Winter)	0,03 (Aug., Okt., Dez.)	54	0,03 (Winter, Herbst)	0,04 (Okt.)	106
2018	0,04 (Winter)	0,05 (Dez.)	55	0,05 (Herbst)	0,05 (Okt.)	96
2017	0,07 (Herbst)	0,13 (Okt.)	108	0,07 (Winter)	0,07 (Nov.)	111
2016	0,09 (Winter)	0,17 (Feb.)	81	0,09 (Winter)	0,09 (Feb.)	121
2015	0,08 (Frühjahr)	0,08 (Mrz., Apr.)	103	0,02 (Winter, Frühjahr, Herbst)	0,04 (Mrz.)	88
2014	-	-	89	0,17 (Winter)	0,17 (Nov.)	144
2013	0,06 (Frühjahr, Herbst)	0,15 (Okt.)	96	-	-	-

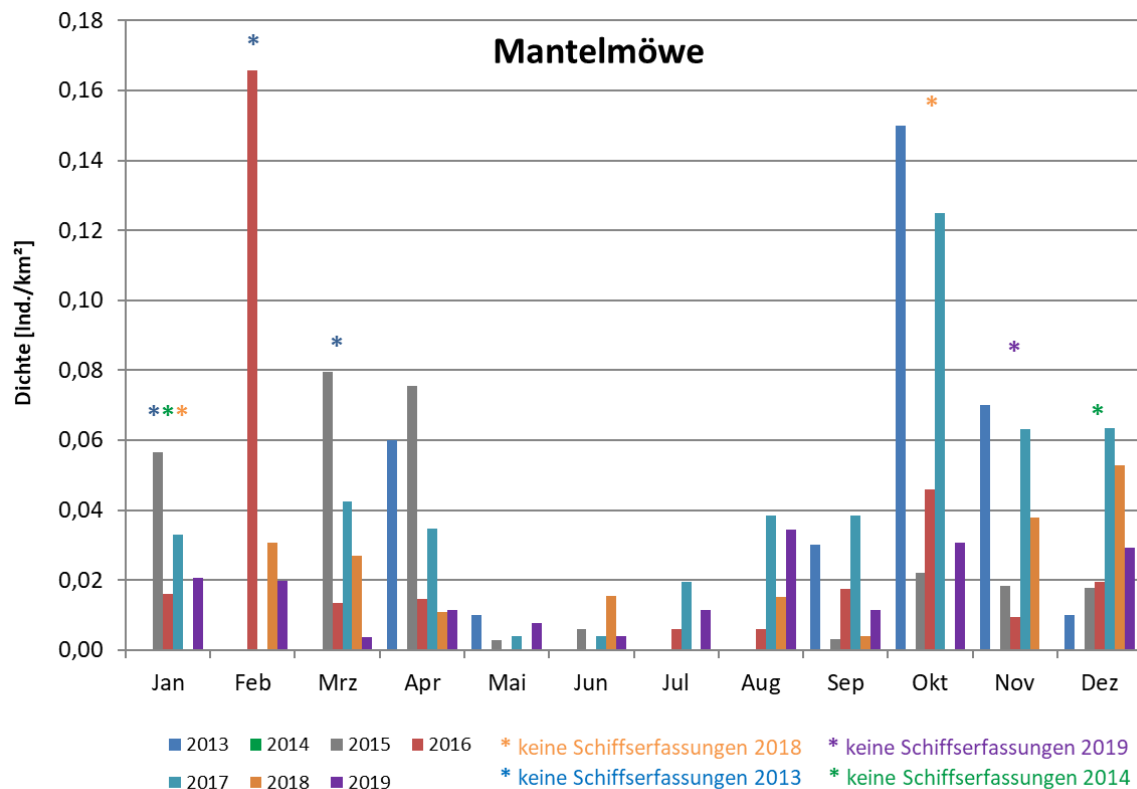


Abb. 4.60 Vergleich der monatlichen Dichten der Mantelmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019. Im Jahr 2014 wurden allerdings nur vereinzelt Individuen nachgewiesen und daher keine Dichten berechnet.

4.2.8.2 Flugtransekt-Erfassungen

Für die Flugtransekt-Erfassungen wurden die höchsten Dichten in allen Jahren im Winterhalbjahr festgestellt (Tab. 4.15, Abb. 4.61), wobei die bisher höchste maximale monatliche Dichte mit 0,17 Ind./km² im November 2014 festgestellt wurde. Im aktuellen Untersuchungsjahr war die maximale Dichte im Oktober mit 0,04 Ind./km² deutlich geringer. Auch die saisonale Dichte des aktuellen Untersuchungszeitraums lag mit 0,03 Ind./km² unter denen der anderen Jahre, mit Ausnahme des Untersuchungsjahres 2015. Die Dichten der Mantelmöwen schwankten zwischen den Jahren, wobei die geringsten Dichten in allen Jahren zwischen April und August festgestellt wurden.

Die Mantelmöwe zeigte bei beiden Erfassungsmethoden in allen Jahren eine eher lückenhafte Verteilung mit lokal erhöhten Dichten ohne besondere räumliche Präferenzen. Die Rasterdichten waren insgesamt gering.

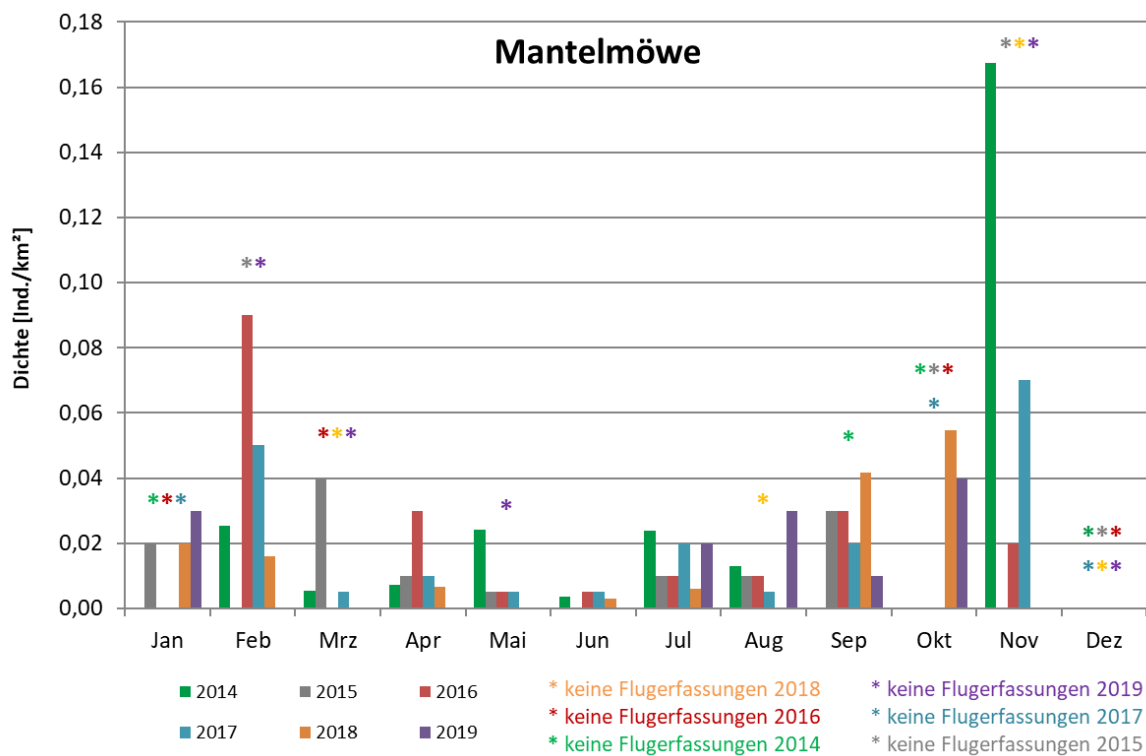


Abb. 4.61 Vergleich der monatlichen Dichten der Mantelmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.

4.2.9 Dreizehenmöwe

4.2.9.1 Schiffstransekt-Erfassungen

In den Vorjahren wurden für Dreizehenmöwen bei Schiffstransekt-Erfassungen in Übereinstimmung mit der vorliegenden Studie höhere Dichten im Winter und Frühjahr erfasst, während im Sommer und Herbst geringere Dichten auftraten (Abb. 4.62). Das Dichtemaximum wurde meist im Winter nachgewiesen, nur in den Jahren 2016 und 2019 im Frühjahr (Tab. 4.5). Die Höhe der maximalen Saisondichten war zwischen den Jahren insgesamt ähnlich, sie schwankten zwischen 0,32 Ind./km² und 0,73 Ind./km². Das Jahr 2019 zeichnete sich durch eine zu den Vorjahren relativ mittlere bis hohe maximale Saisondichte aus, jedoch war die maximale Monatsdichte die höchste aus allen Untersuchungsjahren.

Die räumliche Verteilung der Dreizehenmöwen bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zeigte über die Jahre wenige Verbreitungsschwerpunkte, sondern meist eine eher lückenhafte, aber großräumige Verteilung im gesamten Gebiet. In den Jahren 2016 bis 2019 wurde aber in manchen Jahreszeiten eine Konzentration im Westen deutlich.

Tab. 4.29 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Dreizehenmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2019	0,62 (Frühjahr)	1,23 (Mrz.)	706	0,47 (Winter)	0,72 (Okt.)	923
2018	0,73 (Winter)	0,73 (Feb.)	654	0,67 (Winter)	0,77 (Feb.)	1.061
2017	0,33 (Winter)	0,63 (Jan.)	460	1,27 (Winter)	1,27 (Nov.)	1.195
2016	0,54 (Frühjahr)	0,77 (Apr.)	795	1,38 (Frühjahr)	1,38 (Apr.)	1.963
2015	0,32 (Winter)	0,46 (Dez.)	489	0,94 (Winter)	0,94 (Jan.)	1.112
2014	0,68 (Winter)	0,68 (Nov.)	385	1,07 (Winter)	1,07 (Nov.)	1.334
2013	0,65 (Winter)	0,70 (Dez.)	537	-	-	-

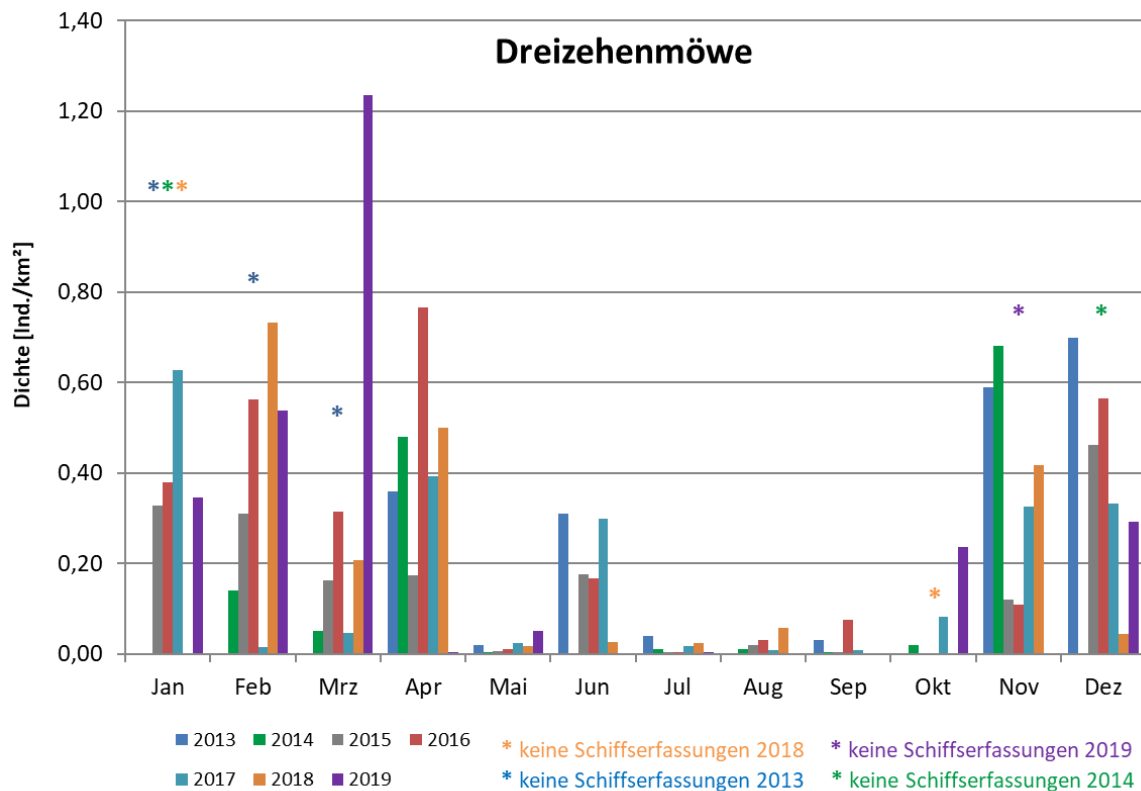


Abb. 4.62 Vergleich der monatlichen Dichten der Dreizehenmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019

4.2.9.2 Flugtransekt-Erfassungen

Die bisher höchste saisonale Dichte der Dreizehenmöwe wurde im Frühjahr 2016 festgestellt (Abb. 4.29). Demgegenüber lag die höchste saisonale Dichte der anderen Untersuchungsjahre, wie auch dieses Jahr, immer im Winter. Im aktuellen Untersuchungszeitraum wurde mit 0,47 Ind./km² die bisher geringste maximale saisonale Dichte festgestellt. Die maximale Monatsdichte im Jahr 2019 wurde mit 0,72 Ind./km² im Oktober festgestellt (Abb. 4.63). Dies war die bisher geringste monatliche Dichte. Der Monat der höchsten Dichte war variabel, wobei im Sommer in allen Untersuchungsjahren nur geringe Dichten der Dreizehenmöwen festgestellt wurden.

Bei den Flugtransekt-Erfassungen ergaben sich im Winter 2018/19 und Herbst weiträumige Verbreitungen mit teils hohen Rasterdichten im Winter 2018/19 (Abb. 4.31). Die weiträumige Verbreitung im Winter war auch in den vorherigen Erfassungszeiträumen erkennbar. Die Verbreitung in den Sommermonaten war insgesamt räumlich begrenzt und auf relativ wenige Rasterzellen geringer Dichten beschränkt. Diese war meist auf die Flächen abseits der 12-Meilen-Zone beschränkt.

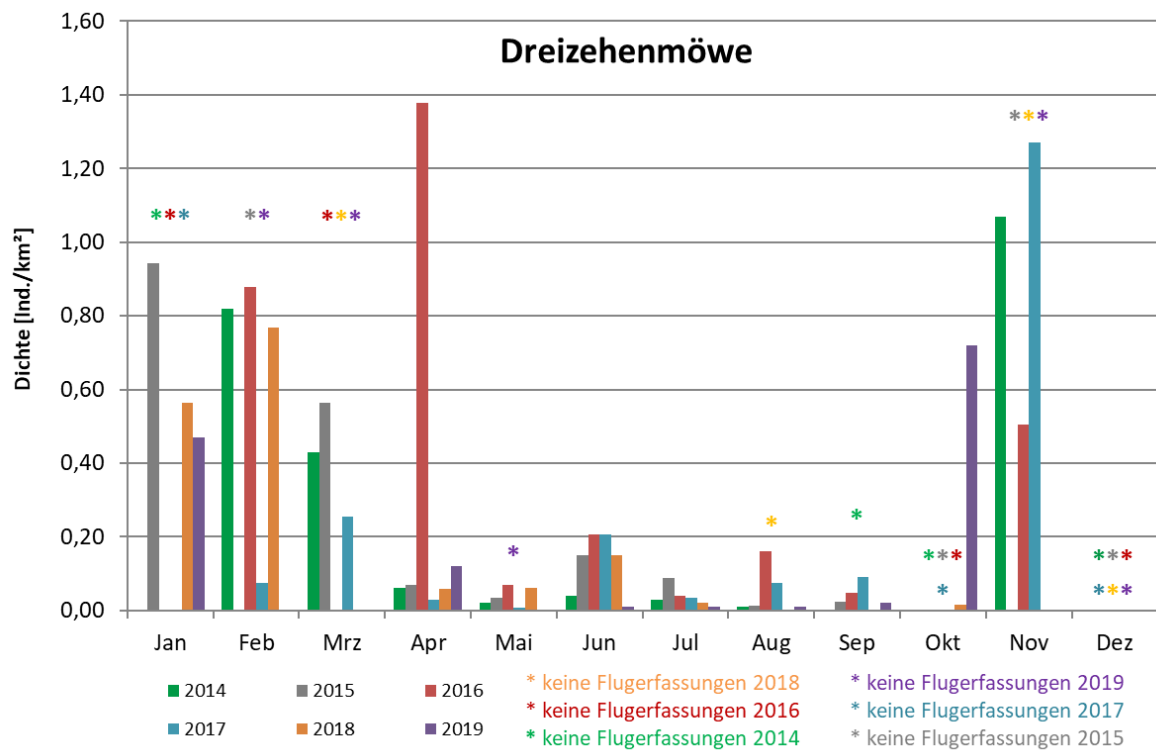


Abb. 4.63 Vergleich der monatlichen Dichten der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.

4.2.10 Seeschwalben

4.2.10.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Bei Schiffstransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019 lag das monatliche Dichtemaximum für **Brandseeschwalben** jeweils im April oder Mai (Tab. 4.5). Diese Monate stellen die Hauptzugzeit dieser Art dar. Dabei waren die Dichten bis 2015 untereinander ähnlich (0,11 - 0,15 Ind./km²), während in den Jahren 2016 bis 2019 die maximalen Monatsdichten (0,35 - 0,70 Ind./km²) deutlich höher lagen (Tab. 4.30, Abb. 4.64). Außerhalb des Frühjahrszuges wurden in allen Jahren nur vergleichsweise geringe Dichten erfasst.

Die räumliche Verteilung im Untersuchungsgebiet der Schiffstransekt-Erfassungen war sporadisch mit lokal erhöhten Dichten, in manchen Jahren zeigte sich ein leichter Schwerpunkt im südlichen Bereich. Kleinere Unterschiede stehen wahrscheinlich im Zusammenhang mit dem Zugverhalten: im Frühjahr halten sich die ziehenden Individuen auch küstenfern auf und konzentrieren sich zum Ende der Zugzeit und im Sommer zunehmend zur Küste hin. Brutvögel der Ostfriesischen Inseln zeigten dabei eine seewärtige Ausdehnung ihrer Flugradian bis etwa zur 20 m Wassertiefen-Linie (Mendel et al. 2008). Die Brutvorkommen der Brandseeschwalben sind außerdem von starken Bestandsschwankungen geprägt (Garthe & Flore 2007). Diese Bestandsschwankungen können sich auch in den Dichten im Untersuchungsgebiet widerspiegeln.

Tab. 4.30 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Brandseeschwalben nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2019	0,19 (Frühjahr)	0,39 (Apr.)	157	0,46 (Frühjahr)	0,46 (Apr.)	394
2018	0,23 (Frühjahr)	0,35 (Mai)	170	0,57 (Frühjahr)	0,73 (Mai)	782
2017	0,28 (Frühjahr)	0,40 (Apr.)	172	0,36 (Frühjahr)	0,37 (Mai)	540
2016	0,50 (Frühjahr)	0,70 (Apr.)	300	0,18 (Frühjahr)	0,20 (Mai)	295
2015	0,06 (Frühjahr)	0,15 (Mai)	71	0,10 (Herbst)	0,22 (Jul.)	318
2014	0,08 (Frühjahr)	0,11 (Apr.)	59	0,20 (Frühjahr)	0,25 (Apr.)	308
2013	0,14 (Frühjahr)	0,14 (Apr.)	49	-	-	-

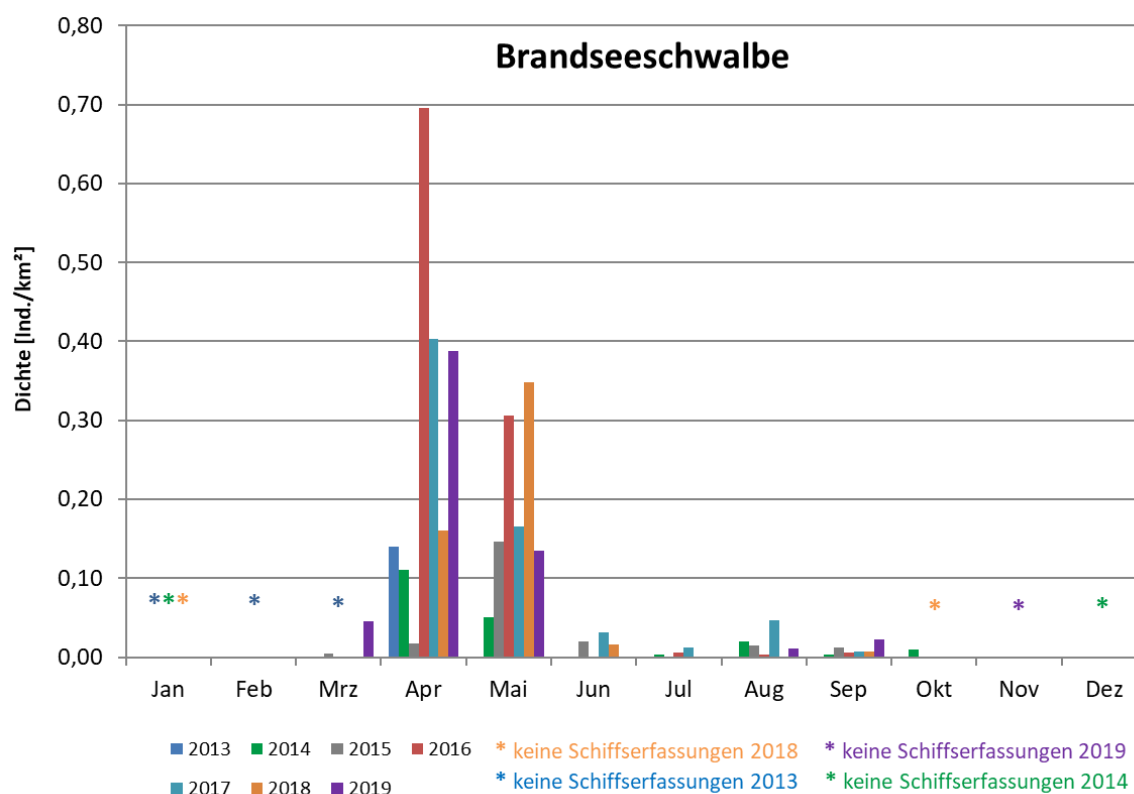


Abb. 4.64 Vergleich der monatlichen Dichten der Brandseeschwalben nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.

Die Schiffstransekt-Erfassungen der Vorjahre zeigten für **Fluss-/Küstenseeschwalben** ein variables Muster in den Monatsdichten. Die Dichten waren meist zu den Zugzeiten am höchsten, im Gegensatz zur Brandseeschwalbe lag das Maximum jedoch mal im artspezifischen Herbst und mal im Frühjahr. Wie für Arten mit ausgeprägtem Zugverhalten typisch, schwankten die Dichten mit maximalen Monatswerten zwischen 0,07 Ind./km² und 0,59 Ind./km² über die Jahre (Tab. 4.31). Die

Jahre 2013-2015 sowie 2018 zeigten geringe saisonale Maximaldichten, während in den Jahren 2016 und 2017 etwas höhere Dichten nachgewiesen wurden. Im Jahr 2019 zeigte sich sowohl in den saisonalen als auch monatlichen Maximaldichten ein deutliches Maximum, welches auf eine Ausfahrt im Mai mit sehr hohen Anzahlen zurückging. Bei Zugvögeln sind starke Schwankungen zwischen den Erfassungsterminen jedoch normal.

Bei den Schiffstransect-Erfassungen war in allen Jahren ein sporadisches Auftreten in lückenhafter Verteilung im Untersuchungsgebiet zu erkennen. In den Jahren 2017 und 2019 zeigte sich im Frühjahr eine deutliche Konzentration im Westen des Untersuchungsgebietes um das FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘. Mitunter wurden lokal mittlere bis hohe Dichten nachgewiesen, die auf Zugtrupps hinweisen.

Tab. 4.31 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transect	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2019	0,30 (Frühjahr)	0,59 (Mai)	165	0,52 (Frühjahr)	0,52 (Apr.)	501
2018	0,07 (Frühjahr)	0,16 (Apr.)	81	0,31 (Frühjahr)	0,54 (Mai)	422
2017	0,16 (Frühjahr)	0,28 (Mai)	149	0,48 (Frühjahr)	0,50 (Mai)	750
2016	0,13 (Sommer)	0,23 (Aug.)	142	0,17 (Frühjahr)	0,20 (Mai)	368
2015	0,03 (Herbst)	0,08 (Aug.)	31	0,12 (Frühjahr)	0,25 (Jul.)	344
2014	0,05 (Herbst)	0,13 (Aug.)	48	0,60 (Frühjahr)	0,97 (Apr.)	805
2013	0,05 (Frühjahr)	0,07 (Jul.)	58	-	-	-

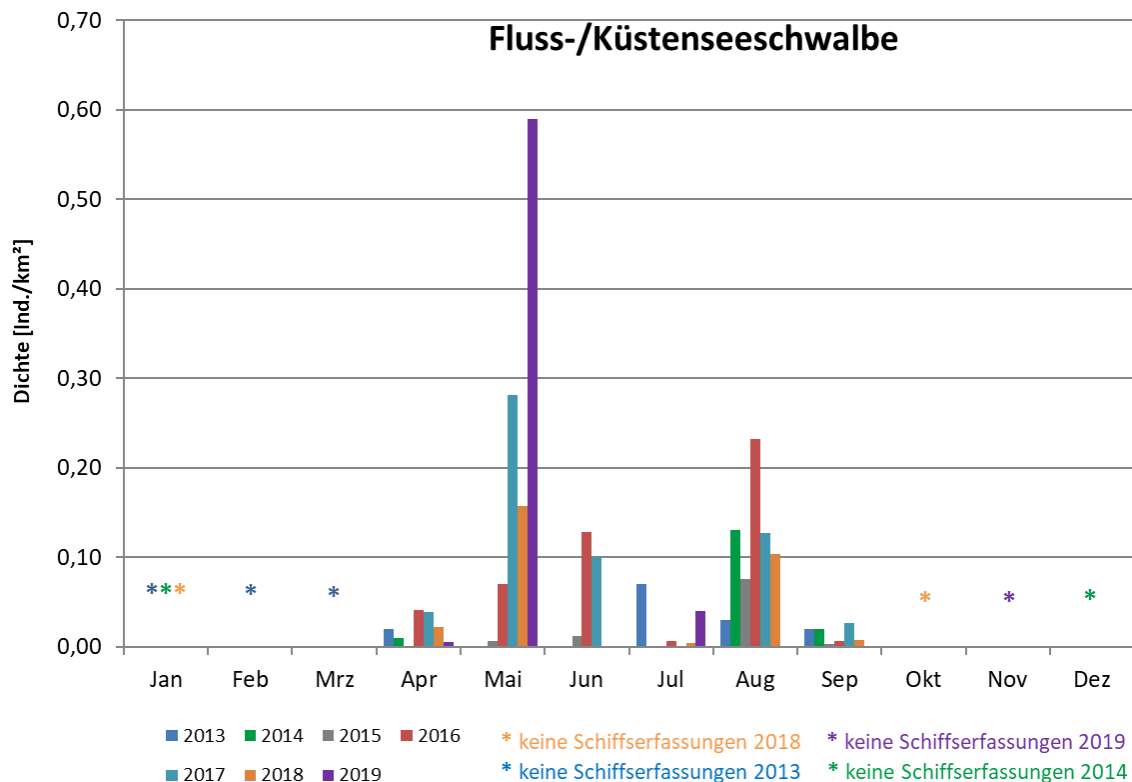


Abb. 4.65 Vergleich der monatlichen Dichten der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.

4.2.10.2 Flugtransekt-Erfassungen

Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden, ebenso wie bei den Schiffstransekt-Erfassungen, die höchsten saisonalen Dichten der **Brandseeschwalben** in fast allen Jahren im Frühjahr festgestellt (Tab. 4.31, Abb. 4.66). Entgegen der Vorjahre fand im Mai keine Erfassung statt. Die höchste monatliche Dichte wurde mit 0,46 Ind./km² im April festgestellt. Dies war die zweithöchste bisher erfasste monatliche Dichte der Brandseeschwalben nach der letztjährigen Maidichte von 0,73 Ind./km². Wie auch in den Vorjahren wurden in den Folgemonaten von Juni bis in den September nur noch sehr geringe Dichten der Brandseeschwalben festgestellt.

Die räumliche Verteilung der Brandseeschwalben bei den Flugtransekt-Erfassungen glich der der Vorjahre. Im Frühjahr war die Verteilung relativ großflächig, teils lückenhaft. Die meisten Sichtungen wurden im Zentrum des Untersuchungsgebietes gemacht. Das Vorkommen im Sommer und Herbst war sporadisch und vor allem im Sommer auf die küstennahen Bereiche beschränkt (Abb. 4.35). Interannuelle Unterschiede stehen vermutlich mit dem Zugverhalten dieser Art im Zusammenhang. Während sich ziehende Individuen im Frühjahr auch küstenfern aufhalten, konzentrieren sich die Tiere zum Ende der Zugzeit und im Sommer zunehmend in den küstennäheren Bereichen. Brutvögel der Ostfriesischen Inseln zeigten dabei eine seewärtige Ausdehnung ihrer Flugradien bis etwa zur 20 m Wassertiefen-Linie (Mendel et al. 2008). Dies deckt sich mit der erfassten Verteilung der Brandseeschwalben im Sommer. Die Brutvorkommen der Brandseeschwalben sind außerdem von starken Bestandsschwankungen geprägt (Garthe & Flore

2007). Diese Bestandsschwankungen können, neben den methodenspezifischen Schwankungen (s. Kap. 5.1.1), auch die Dichten im Untersuchungsgebiet beeinflussen.

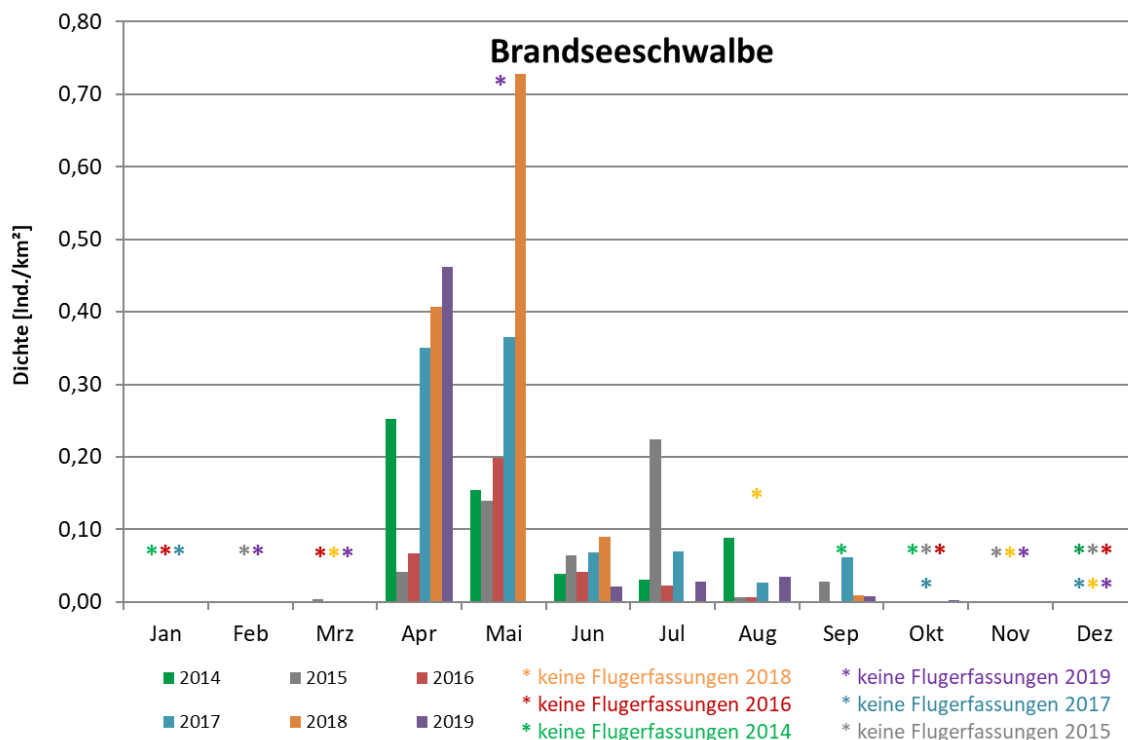


Abb. 4.66 Vergleich der monatlichen Dichten der Brandseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.

Wie bereits bei den Brandseeschwalben ordnen sich auch bei den **Fluss-/Küstenseeschwalben** die diesjährigen Ergebnisse der Flugtransekt-Erfassungen gut in die der Vorjahre ein (Tab. 4.31, Abb. 4.67). Die höchste saisonale Dichte wurde, wie in allen bisherigen Erfassungszeiträumen, im Frühjahr erfasst (0,52 Ind./km²), auch in den Sommer- und Herbstmonaten des aktuellen Erfassungszeitraums wurden außer im Juni und Oktober regelmäßig aber in geringen Dichten Fluss-/Küstenseeschwalben beobachtet (Abb. 4.67). Das bisherige Dichtemaximum von 2014 mit 0,97 Ind./km² wurde auch durch das aktuelle Monatsmaximum im April mit 0,52 Ind./km² nicht übertroffen. Die aktuell erfassten Maximaldichten lagen etwa auf dem Niveau der Vorjahre (2018: 0,54 Ind./km² im Mai und 2017: 0,50 Ind./km² im Mai). Die im aktuellen Erfassungszeitraum festgestellte Phänologie ist ähnlich der der Vorjahreszeiträume. Die Dichten des aktuellen Untersuchungsjahres zeigten im Vergleich zu den Vorjahreszeiträumen erneut die für Zugvögel charakteristische interanuelle Variabilität.

Die räumliche Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalben bei den Flugtransekt-Erfassungen (Abb. 4.37) wich nur geringfügig von denen der Vorjahre ab. Die Verteilung im Frühjahr war in allen bisherigen Untersuchungsjahren recht weiträumig mit lokal hohen Dichten. Im aktuellen Untersuchungsjahr war die Verteilung etwas stärker in die nördlichen Bereiche des Untersuchungsgebietes, abseits der 12-Meilen-Zone, verschoben. Die in den Vorjahren bis 2017 im Sommer und/oder Herbst festgestellte Akkumulation in Küstennähe wurde während der aktuellen Erfassungen, wie bereits im Vorjahr, nicht mehr festgestellt. Dies hängt möglicherweise mit der Abänderung des Transektdesigns im Jahr 2018 und der damit verbundenen geringeren Ausdehnung

nach Süden zusammen. Prinzipiell zeigten sich zwischen den Jahren weiterhin ähnliche Verteilungsmuster, die allerdings von relativ starken jährlichen Schwankungen in den Bestandszahlen geprägt sind. So ist die Verteilung im diesjährigen Sommer im gesamten Untersuchungsgebiet auf einzelne Rasterzellen mit geringer Dichte beschränkt. Die weiträumige Verteilung offshore mit teils hohen Dichten im Frühjahr ist allerdings charakteristisch und wurden in allen Untersuchungszeiträumen festgestellt.

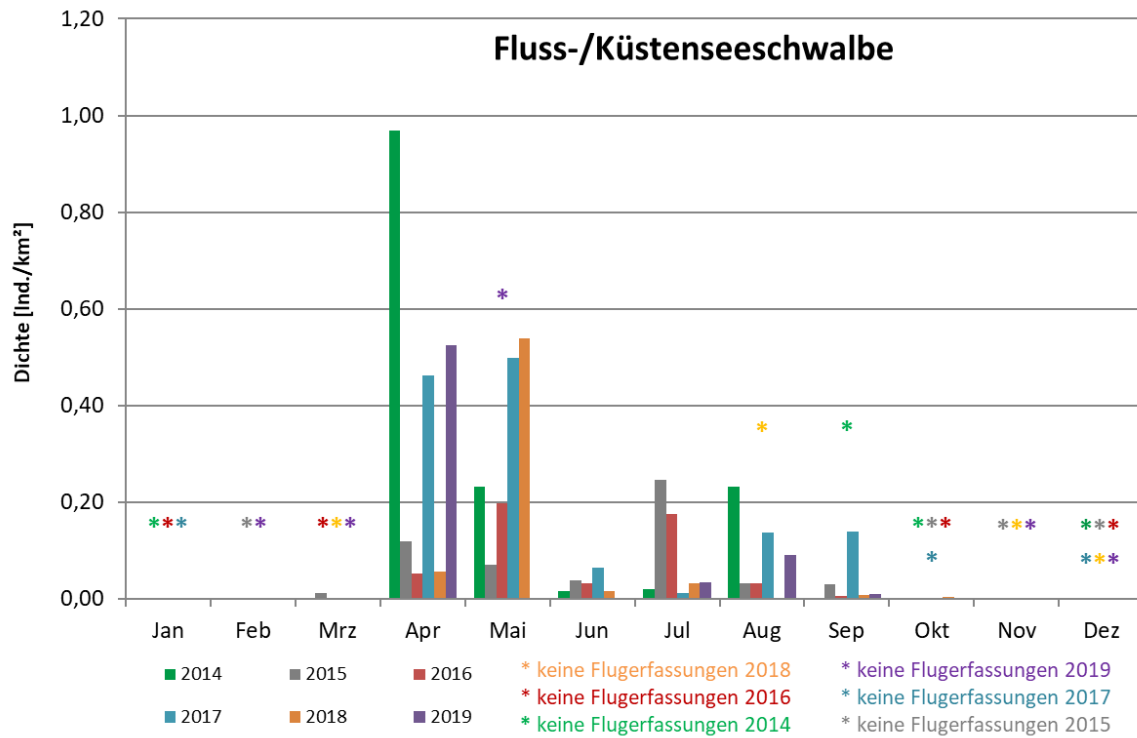


Abb. 4.67 Vergleich der monatlichen Dichten der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.

4.2.11 Alkenvögel

4.2.11.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Bei Schiffstransekt-Erfassungen wurden in den Jahren 2013 und 2014 Trottellumme und Tordalk zusammengefasst ausgewertet, daher werden für den Vergleich auch die artspezifischen Dichten der Jahre 2015 bis 2019 für diese Arten zusammengefasst. Insgesamt zeigte sich eine fast einheitliche Phänologie im Jahresverlauf mit höheren Dichten im Winter und geringen Dichten im Sommer und Herbst (Abb. 4.68). Die maximale Saisondichte fiel in allen Jahren, außer 2018 und 2019, in den Winter und schwankte zwischen 1,16 Ind./km² und 3,63 Ind./km² (Tab. 4.32). Im Jahr 2018 fiel die höchste Saisondichte erstmals in den Sommer, allerdings mit vergleichbaren Dichtewerten zu den vorherigen Dichtemaxima im Winter. Im Jahr 2019 lag das saisonale Dichtemaximum im Frühjahr und war im Vergleich der Vorjahre hoch, basierte jedoch auf einer einzelnen Ausfahrt im März. Auch im Jahr 2014 war die höchste Monatsdichte nicht im Winter festgestellt worden, allerdings fand in diesem Jahr im Dezember keine Erfassung statt. Im Jahr 2017 wurden die höchsten maximalen Saison- und Monatsdichten im Jahresvergleich festgestellt. Das Untersuchungsgebiet wurde von Trottellummen und Tordalken über die Jahre großflächig genutzt, nur im Bereich der OWPs ging die Nutzung zumindest in manchen Jahreszeiten tendenziell zurück. Lokale Konzentrationen kamen vor, waren aber über die Jahre nicht einheitlich. In den Jahren 2018 und 2019 wurde eine starke Nutzung des westlichen Bereiches um das FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘ deutlich.

Tab. 4.32 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Alkenvögel nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2019.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2019	3,27 (Frühjahr)	3,27 (Mrz.)	2.558	5,92 (Winter)	5,92 (Okt.)	6.069
2018	1,63 (Sommer)	3,16 (Mai)	2.414	2,55 (Winter)	2,91 (Feb.)	5.124
2017	3,63 (Winter)	6,83 (Jan.)	3.751	2,88 (Winter)	2,88 (Nov.)	4.145
2016	1,85 (Winter)	2,48 (Feb.)	2.433	6,54 (Frühjahr)	6,54 (Apr.)	8.470
2015	1,16 (Winter)	3,63 (Dez.)	1.534	1,06 (Winter)	1,06 (Jan.)	1.934
2014	1,63 (Winter)	2,52 (Apr.)	1.924	3,17 (Winter)	3,17 (Nov.)	4.265
2013	1,81 (Winter)	2,71 (Dez.)	1.743	-	-	-

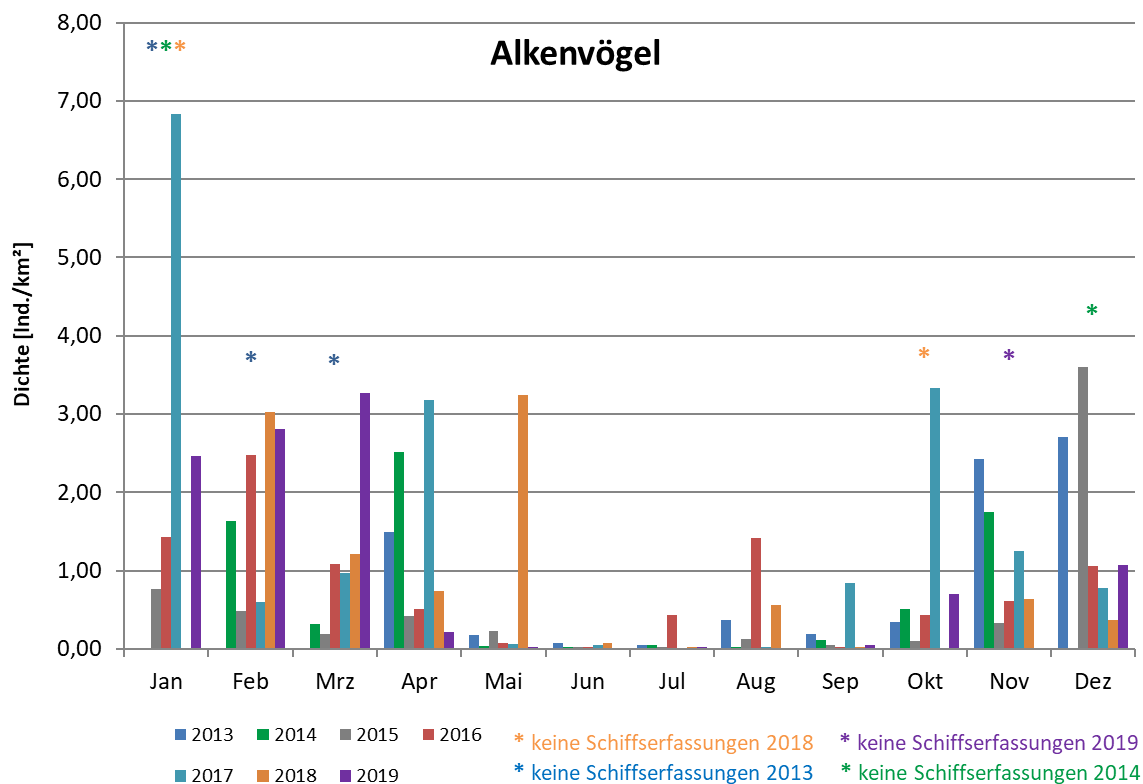


Abb. 4.68 Vergleich der monatlichen Dichten der Alkenvögel nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2019.

4.2.11.2 Flugtransekt-Erfassungen

Der Vergleich des Vorkommens der Alkenvögel bei Flugtransekt-Erfassungen zeigt im aktuellen Untersuchungszeitraum die bisher höchste im Winter festgestellte saisonale Dichte mit 5,92 Ind./km² (Tab. 4.32). Diese höchste saisonale Dichte ergibt sich aus einer einzelnen Erfassung im Oktober. Insgesamt war dieser Wert, nach einer im April 2016 erfassten Dichte von 6,54 Ind./km², der zweithöchste im gesamten Monitoring registrierte Dichtewert (Abb. 4.69). Der damalige Dichtewert war auf einen massiven Einflug von Alkenvögeln in das Untersuchungsgebiet zurückzuführen. Damals wurden am 02.04.2016 mit 3.908 Individuen 46 % aller im Untersuchungszeitraum 2016 festgestellten Alkenvögel erfasst (55 % aller Trottellummen). Im aktuellen Untersuchungszeitraum wurden nun erneut 66 % aller Alkenvögel während nur einer Erfassung im Oktober (30.10.2019) festgestellt. Größere Einflüge, bei denen zeitlich begrenzt hohe Dichten von Alkenvögeln festgestellt werden, scheinen also häufiger im Untersuchungsgebiet aufzutreten. Im Vergleich zu den vorhergegangenen Jahren lag die diesjährig erfasste Winterdichte etwa um das Doppelte höher, es muss jedoch berücksichtigt werden, dass während des gesamten Monitorings nur in zwei Erfassungszeiträumen Flugtransekt-Erfassungen im Oktober durchgeführt wurden. Die geringeren Dichten im Sommer und Herbst sind phänologisch charakteristisch für die Artgruppe der Alkenvögel und stimmt mit der der Vorjahre überein. Alkenvögel zeigten in allen Untersuchungszeiträumen eine weiträumige Nutzung des Untersuchungsgebietes im Winter. Im Gegensatz zu den Vorjahren (mit Ausnahme von 2016 und 2018) waren Alkenvögel auch im Sommer weiträumig verbreitet, hier handelte es sich hauptsächlich um Trottellummen die sich

offshore in Bereichen größerer Gewässertiefe aufhalten (vergl. Abb. 4.43 und Abb. 4.45). Tordalken wurden im Sommer kaum festgestellt.

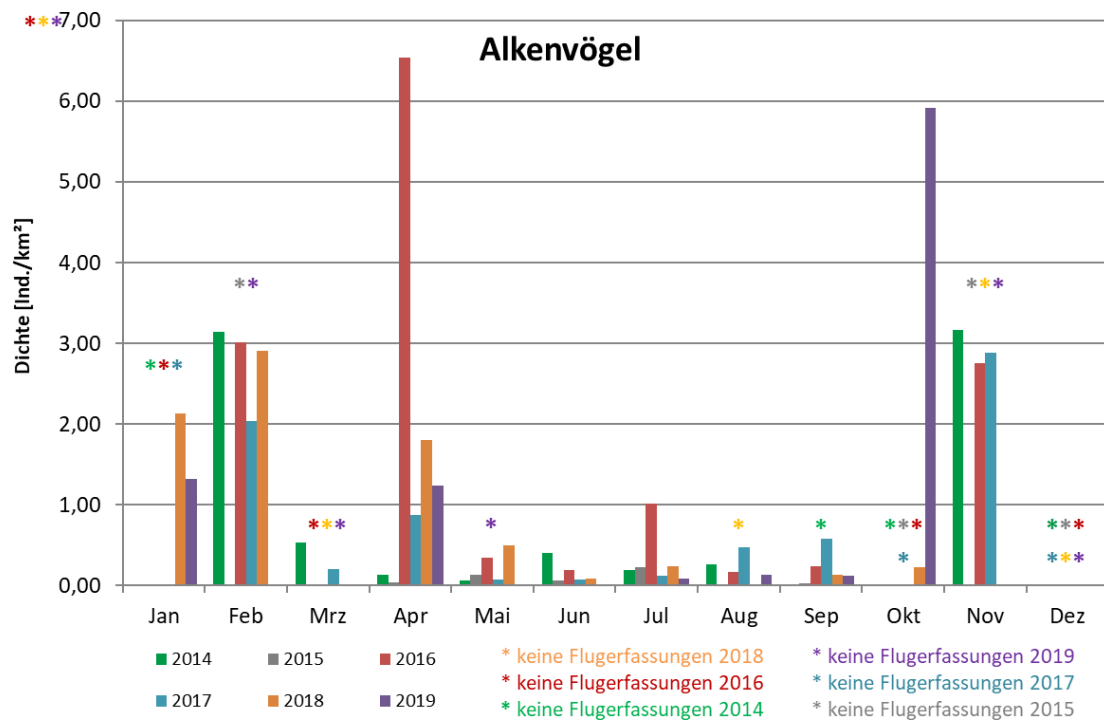


Abb. 4.69 Vergleich der monatlichen Dichten der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2019.

4.3 Auswirkungen durch Bau und Betrieb (Gradientenanalyse)

Auswirkungen durch die Windparks direkt können anhand der Dichteberechnungen nur schwer erfasst werden. Für die Beurteilung der Auswirkungen durch Bau und Betrieb wurde deshalb eine auf diese Fragestellung abzielende Analyse (Gradientenanalyse) durchgeführt. Nachfolgend werden die Arten bzw. Artgruppen dargestellt, bei denen eine Analyse zu Auswirkungen durch Bau und Betrieb durchgeführt wurde. Bei einigen im Ergebnisteil besprochenen Arten (z. B. Silbermöwen und Mantelmöwen) konnte aufgrund geringer Abundanzen im Gebiet keine Gradientenanalyse durchgeführt werden.

4.3.1 Seetaucher

4.3.1.1 Flugtransekt-Erfassungen

Für die **Basiserfassungen** zeigt der Wilcoxon-Test nur in der Abstandsklasse „8-10 km“ signifikant geringere Sichtungsraten ($p = 0,007$) im Vergleich zur Referenzklasse (Abb. 4.70). Die Sichtungsraten in den anderen Abstandsklassen unterschieden sich nicht signifikant von der Referenz. Das GAM zeigt keinen signifikanten Zusammenhang zwischen Distanz zu den geplanten Windparks und den Individuenzahlen der Seetaucher. Die Ergebnisse zeigen eine heterogene Verteilung der Seetaucher innerhalb des Radius bis 16 km um die damalige Planungsfläche. Ein natürlicher, gerichteter Gradient ist somit in der Basisaufnahme nicht nachweisbar. Damit zeigt die Analyse der Basiserfassungen, dass zumindest für die drei Windparks ‚Gode Wind 01‘, ‚Gode Wind 02‘ und ‚Nordsee One‘, für die Daten aus der Basisphase zur Verfügung stehen, kein natürlicher Gradient in der Verteilung von Seetauchern während dieser Zeit existierte.

Die Analyse der Daten aus der **Bauphase** zeigt sowohl im nicht-parametrischen Test, als auch im GAM signifikante Zusammenhänge zwischen Vorkommen der Seetaucher und Entfernung zu den Bauflächen. Der Wilcoxon-Test zeigt signifikant geringere Sichtungsraten in den Abstandsklassen „OWP“, „0-2 km“ (je $p < 0,001$), „2-4 km“ ($p = 0,041$), „4-6 km“ ($p = 0,007$) und „6-8 km“ ($p = 0,019$) im Vergleich mit der Referenzklasse.

Das GAM zeigt wie in der Vorjahresanalyse einen signifikanten Verlauf ($p < 0,001$) mit ansteigenden Individuenzahlen der Seetaucher ausgehend von den Abstandsbändern innerhalb der Windparks. Der Modellverlauf deutet nicht auf eine beginnende Sättigung der Kurve hin, vielmehr steigt die Modellkurve bis 16 km mehr oder weniger kontinuierlich an. Bemerkenswert ist das relativ große Konfidenzintervall im Bereich zwischen 14 und 16 km Entfernung der Bauflächen, was auf eine breite Streuung der Daten hindeutet. Insgesamt muss bei der Interpretation die relativ geringe Stichprobengröße von nur 191 Beobachtungen berücksichtigt werden. Aufgrund dessen und des Modellverlaufs kann, wie im Vorjahr, kein eindeutiger Meideabstand festgelegt werden.

Eine Reaktion der Seetaucher während der Bauphase ist zunächst hauptsächlich durch bau-assoziierten Schiffsverkehr zu erwarten und weniger gegenüber den Strukturen der jeweiligen Windkraftanlagen, welche erst zum Ende der Bauphase errichtet wurden. Auch aufgrund der relativ geringen Stichprobengröße sind gesicherte Aussagen zur genauen Reichweite des Vertreibungseffektes auf Basis dieses Datensatzes schwierig. Trotz einiger weniger Sichtungen von Seetauchern in den Bauflächen (jedoch nicht zwingend in der Nähe des Baubetriebes), zeigt die

Analyse, dass die Individuenzahlen der Seetaucher in und um die Bauflächen sehr gering waren. Daher muss auch weiterhin von einem klaren Vertreibungseffekt der Bauarbeiten auf Seetaucher in der Baufläche und der direkten Umgebung ausgegangen werden.

Die Analyse der Daten der **Betriebsphase** des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ zeigt, wie bereits in der Bauphase, beim Wilcoxon-Test, im Vergleich zur Referenzklasse, eine deutlich geringere Sichtungsrates der Seetaucher innerhalb der OWP-Flächen („OWP“: $p < 0,001$; Abb. 4.70). Dies setzt sich bis in einen Abstand von 6 km zu den Windparkflächen fort („0-2 km“: $p < 0,001$; „2-4 km“: $p = 0,008$; „4-6 km“: $p = 0,034$). Während die Sichtungsrates der Abstandsklasse „6-8 km“ sich nicht signifikant von der Referenz unterschied, war die Sichtungsrates in die Abstandsklasse „8-10 km“ wiederum signifikant geringer als die der Referenz ($p = 0,050$). Im Vergleich zum Vorjahr erscheint der Effekt des Windparkclusters ‚Nördlich Borkum‘ unter Berücksichtigung der Daten von 2019 etwas geringer und weniger weitreichend (vgl. BioConsult SH et al. 2019).

Auch das GAM weist signifikant geringere Individuenzahlen der Seetaucher in den OWP-Flächen und einen Anstieg mit weiterer Entfernung zu den Windparkflächen nach ($p < 0,001$). Ähnlich wie die aktuelle Analyse der Bauphase zeigt das GAM einen kontinuierlichen Anstieg bei gleichzeitig hoher Streuung der Daten, ohne dass ein Maximum oder Plateau erreicht wird. Bei der aktuellen Analyse ist lediglich ein leichtes Abflachen der Modellkurve im Bereich ab ca. 4 km erkennbar, worauf aber ein erneuter Anstieg der Kurve folgt. Aufgrund des Modellverlaufs ist, wie im Vorjahr, eine genaue Abschätzung einer maximalen Meideentfernung nicht möglich. Jedoch muss auch auf Grundlage der um 2019 erweiterten Datenbasis von einer Meidung der OWP-Fläche sowie der Nahbereiche ausgegangen werden. Dies ergibt sich auch aus dem nicht-parametrischen Test mit deutlich geringeren Sichtungsrates in den Abstandsklassen „OWP“ und „0-2 km“ im Vergleich zur Referenzklasse. Einschränkend ist zu berücksichtigen, dass durch die Erweiterung der Datenbasis um das Jahr 2019 lediglich 71 weitere Seetaucher in der Analyse betrachtet werden konnten, da die Sichtungsrates der Seetaucher im aktuellen Untersuchungszeitraum insgesamt verhältnismäßig gering waren.

Die um das Erfassungsjahr 2019 erweiterte Datenbasis bestätigt die Analyse des Vorjahres. Sowohl die Bauaktivitäten als auch der Betrieb der Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ führen zu einer teilweisen Meidung durch die Seetaucher, es werden jedoch weiterhin sowohl in den Projektflächen als auch darüber hinaus einzelne Individuen festgestellt. Allerdings ist die Stärke der Meidung, im Vergleich zu anderen Bereichen der Deutschen Bucht (z. B. Heinänen 2016, Mendel et al. 2019, Vilela et al. 2020), insgesamt relativ gering. Dies zeigt sich auch durch die nur sehr flach ansteigende Modellkurve, die auf einen schwach ausgeprägten Gradienten hindeutet. Dieser Verlauf wird durch die erweiterte Datenbasis der aktuellen Untersuchungen bestätigt.

Seetaucher Flugfassungen

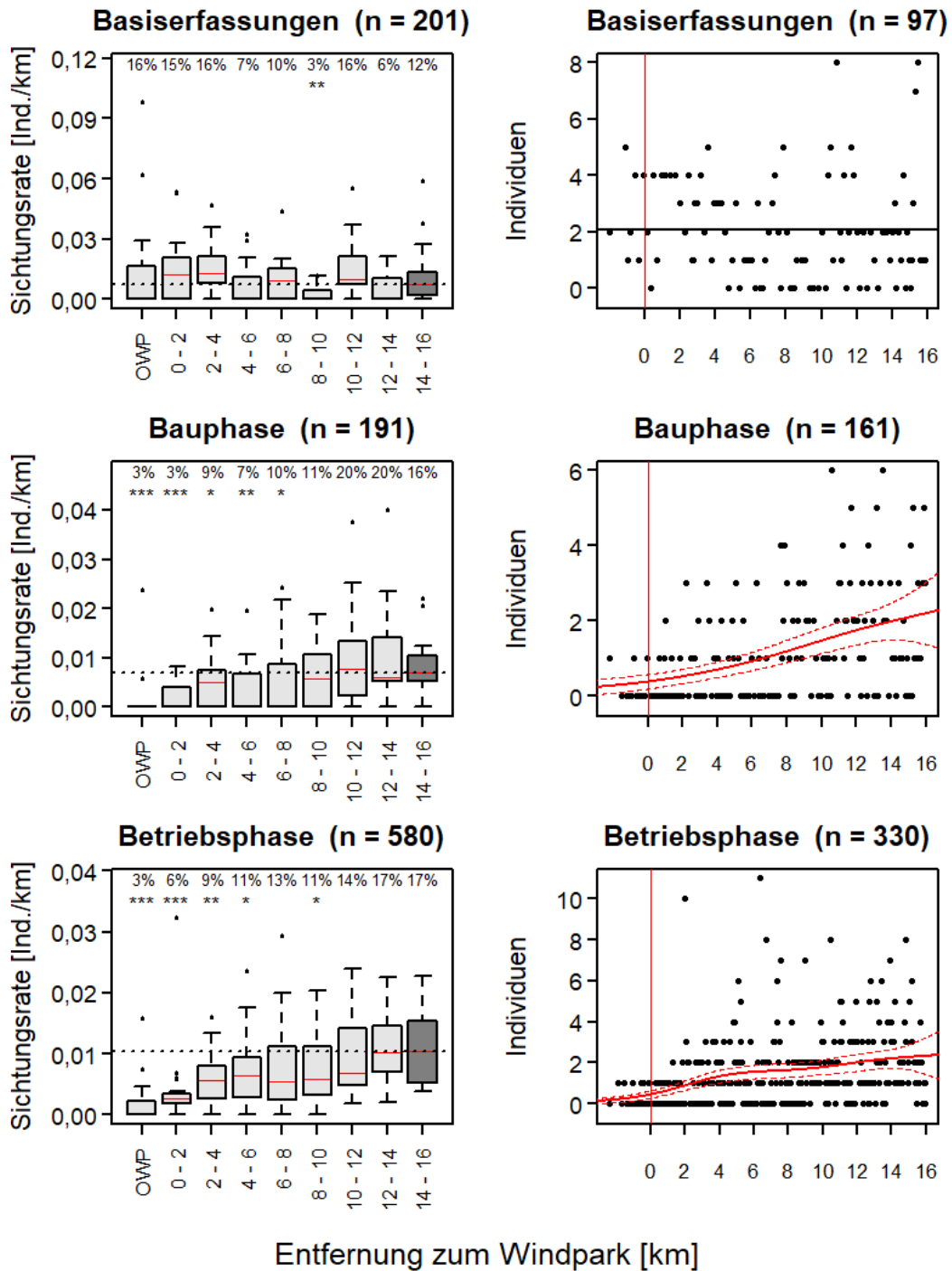


Abb. 4.70 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Seetaucher anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.

4.3.1.1 Windparkeffekte auf Seetaucher

Seetaucher zeigen in der aktuellen Cluster-Untersuchung für die Bau- und Betriebsphase der OWPs eine Meidung der Windparkflächen und angrenzender Bereiche. Eine genaue Meidedistanz konnte aufgrund der Modellverläufe nicht beziffert werden. Der kontinuierliche Anstieg der Modelle ohne Erreichen eines lokalen Maximums lässt eine Festlegung der Meidedistanz aufgrund der Konfidenzintervalle nicht zu. Allerdings deutet der geringe Anstieg der Modellkurven, wie im Vorjahr, auf eine relativ schwach ausgeprägte aber kontinuierliche Meidung hin. Die um das aktuelle Untersuchungsjahr 2019 erweiterte Datenbasis zeigt deutlichere Meideeffekte, insbesondere in den Nahbereichen der OWPs, als die Analyse der Vorjahre (BioConsult SH et al. 2015, 2016). Die Auswertungen der ersten Untersuchungsjahre basierten auf vergleichsweise kleinen Stichproben, wodurch eine statistische Absicherung von Meideeffekten erschwert wurde. Durch die Untersuchungen der letzten Jahre hatte sich die Datengrundlage auch durch eine etwas geänderte Auswertungsmethodik bereits deutlich verbessert (BioConsult SH et al. 2017, 2018, 2019). Dennoch war die Stichprobengröße insgesamt noch relativ niedrig, vor allem aufgrund der Auftrennung in die jeweils verschiedenen Phasen der Windparks. Wie auch in den letzten zwei Jahren wurde der Bereich bis 16 km Abstand um die OWPs analysiert und damit um 2 km im Vergleich zu früheren Analysen erweitert (BioConsult SH et al. 2015, 2016). Für die aktuelle Analyse erweiterte sich die Datenbasis der Betriebsphase erneut deutlich in Bezug auf den Erfassungsaufwand. Die für die Analyse hinzugewonnenen Seetauchersichtungen waren aufgrund insgesamt geringer Sichtungsraten der Tiere im vergangenen Erfassungszeitraum gering.

Zahlreiche Untersuchungen beschreiben inzwischen deutliches Meideverhalten von Seetauchern gegenüber Windkraftanlagen, jedoch mit stark variierenden Meideabständen. Für den OWP ‚Horns Rev I‘ im dänischen Teil der östlichen Nordsee wurde während der Betriebsphase eine signifikante Meidung des OWPs bis mindestens 2 km (Petersen et al. 2006), bzw. 4 km (Petersen & Fox 2007) Abstand festgestellt, wobei nur sehr vereinzelt Seetaucher den Windpark durchquerten (BioConsult SH 2008). Untersuchungen an verschiedenen britischen Windparks ergaben insgesamt geringere Meideabstände. So wurde beim OWP ‚Kentish Flats‘ nach neueren Auswertungen ein maximaler Meideabstand von nur 1 km beschrieben. Dies hängt allerdings auch mit dem nur sehr gering gewählten Betrachtungsraum dieser Studie zusammen (Percival 2014). In Untersuchungen zum OWP ‚alpha ventus‘ wurde während der Betriebsphase (Daten von 2010 bis 2013) eine Störwirkung bis mindestens 1,5 km über die Windparkfläche hinaus festgestellt (Welcker & Nehls 2016). Auch Mendel et al. (2015) beschreiben für ‚alpha ventus‘ eine aktive und vollständige Meidung der Windparkfläche, wobei die geringste Entfernung eines Seetauchers zum Windpark 1,1 km betrug. In neueren Studien finden sich vermehrt weiterreichende Meidedistanzen. So wurden von Petersen et al. (2014) beim dänischen Windpark ‚Horns Rev II‘ Meidedistanzen zwischen 5 und 6 km während der Betriebsphase festgestellt. Meidedistanzen zwischen 2 und 6 km wurden auch für den OWP ‚Lincs‘ festgestellt (Webb et al. 2015). Heinänen (2016) konnte auf Basis von Flugtransekt-Erfassungen westlich der Schleswig-Holsteinisch-Jütländischen Küste Meideabstände von über 10 km zu bestehenden Windparks nachweisen. Garthe et al. (2018) stellten mit 9 - 12 km einen ähnlich weitreichenden Meideabstand fest. Die bisher weitreichendste Meidedistanz wurde von Mendel et al. (2019) festgestellt. Diese, bis 16 km Abstand zu den OWPs, modellierte Reaktion wurde in Kombination mit dem im Gebiet auftretenden Schiffsverkehr ermittelt. Eine neuere Studie von Vilela et al. (2020) differenziert zwischen unterschiedlichen Teilgebieten der Deutschen Bucht und unterscheidet zwischen den Winter- und Frühjahrsbeständen der Seetaucher. Die in der Studie

ermittelten Meidedistanzen stimmen grob mit denen von Garthe et al. (2018) und Mendel et al. (2019) ermittelten Distanzen überein, variieren allerdings stark zwischen Teilgebieten und Zeiträumen der Erfassung. Vilela et al. (2020) modellierten für das Gesamtgebiet der Deutschen Bucht zudem einen theoretischen Habitatverlust der Seetaucher von 5 km um die OWPs während der Zeit mit den höchsten Rastbeständen im Frühjahr. Für das südliche Teilgebiet allerdings, in dem auch das Cluster ‚Nördlich Borkum‘ liegt, wurde ein deutlich geringerer theoretischer Habitatverlust von ca. 2 km berechnet. Einschränkend merken die Autoren an, dass zwar ein Teil dieses Unterschieds auf eine geringere Dichte von Seetauchern im südlichen Teilgebiet zurückzuführen ist, jedoch auch regionale Unterschiede in der Reaktion von Seetauchern auf Offshore-Windparks festzustellen ist.

Auf Grundlage der aktuellen Modellierung der Daten im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ konnte kein eindeutiger Meideabstand festgelegt werden. Da aufgrund der Ergebnisse nicht von einer Verringerung der Meidedistanz im Vergleich zu den Vorjahren ausgegangen werden kann, kann bis auf weiteres die im Jahr 2017 festgelegte Meidedistanz von 10 km als Minimum angenommen werden. Damit gleicht die in den Clusteruntersuchungen ‚Nördlich Borkum‘ festgestellte Meidedistanz der in den Studien aus dem Bereich des Hauptkonzentrationsgebietes der Seetaucher (z. B. Heinänen 2016, Garthe et al. 2018, Vilela et al. 2020). Die Effektstärke scheint jedoch, wie auch in Vilela et al. (2020) für dieses Teilgebiet der Deutschen Bucht beschrieben, geringer zu sein, da trotz der, im Vergleich zu Windparks im Bereich des Hauptkonzentrationsgebietes, großen Effektreichweite relativ viele Seetaucher im Nahbereich der Windparks festgestellt wurden und auch vereinzelte Tiere innerhalb der Windparkflächen vorkamen. Der Nachweis von potentiellen Meideeffekten wird insgesamt auch dadurch erschwert, dass im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ viele Windparks in verschiedenen Phasen räumlich sehr eng zusammenstehen, was die Trennung der unterschiedlichen Phasen verkompliziert. Zusammenfassend sind die Ergebnisse der hier durchgeführten Analyse mit den in Vilela et al. (2020) publizierten Ergebnissen vergleichbar, es kann von einer Meidung der Windparks sowie deren Nahbereich durch Seetaucher bei insgesamt geringeren Dichten als im Hauptverbreitungsgebiet ausgegangen werden.

4.3.2 Basstölpel

4.3.2.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Die Analyse der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen aus der **Basisuntersuchung** im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zeigt für Basstölpel weder im GAM noch im nicht-parametrischen Test einen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen der Entfernung zur Projektfläche und der Individuenzahl bzw. Sichtungsrate (Abb. 4.71). Basstölpel wiesen während der Basisuntersuchung keinen natürlichen Gradienten in der Verteilung auf.

Die Analyse der **Bauphase** zeigt unter Erweiterung der Datenbasis des Untersuchungsjahres 2019 wie bereits im GAM des Vorjahres keine signifikanten Ergebnisse. Innerhalb des nicht-parametrischen Tests liegen die Sichtungsraten in der Abstandsklasse „2-4 km“ signifikant über denen der Referenzklasse ($p = 0,036$). Auch im GAM ist diese lokal hohe Individuenzahl erkennbar, ein Zusammenhang mit der Bauaktivität lässt sich hieraus jedoch nicht schließen. Wie in den Vorjahren gibt es keine Anzeichen für eine baubedingte Beeinflussung der Basstölpelverteilung im Untersuchungsgebiet der Schiffstransekt-Erfassungen.

Der Wilcoxon-Test der **Betriebsphase** ergibt signifikant geringere Sichtungsraten in der Abstandsklasse „OWP“ ($p < 0,001$) und „0-2 km“ ($p = 0,013$). Im Gegensatz zu der Vorjahresanalyse lag die Sichtungsrate in der Abstandsklasse „4-6 km“ nun nicht mehr signifikant über der Referenz, jedoch war mit 31 % aller Sichtungen der Anteil in dieser Abstandsklasse immernoch deutlich erhöht. Auch das GAM zeigt einen signifikanten Verlauf ($p < 0,001$) und erreicht bei etwa 3,5 km Abstand zur OWP-Grenze ein Maximum. Unter Berücksichtigung der Konfidenzintervalle lässt sich ein Meideabstand von 2,4 km (Intervall 1,8 bis 4,3 km) festlegen. Der 50 %-Wert liegt bei 0,8 km (Intervall 0,4 bis 1,3 km). Daraus folgt, dass bereits in unter 1 km Entfernung zu den OWP-Flächen, die Hälfte der maximal modellierten Basstölpel-Individuenzahl festgestellt wurde. Die erfassten Individuenzahlen waren innerhalb der Windparkfläche zwar deutlich niedriger als außerhalb der OWPs, jedoch wurden Basstölpel regelmäßig auch innerhalb der Windparks beobachtet.

Wie in den Vorjahren weist auch die diesjährige Analyse der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen lediglich in der Betriebsphase eine Reaktion der Basstölpel auf OWPs auf. Weder während der Basiserfassungen noch in der Bauphase wurden Gradienten innerhalb der Verteilung festgestellt. In der Betriebsphase wiederum wurden sowohl aufgrund des nicht-parametrischen Tests als auch durch das GAM geringere Individuenzahlen innerhalb der OWP-Bereiche nachgewiesen. Aufgrund des GAM konnte außerdem eine Meidedistanz bis 2,4 km festgestellt werden, die auch durch die Ergebnisse des nicht-parametrischen Tests gestützt wird.

Basstölpel Schiffserfassungen

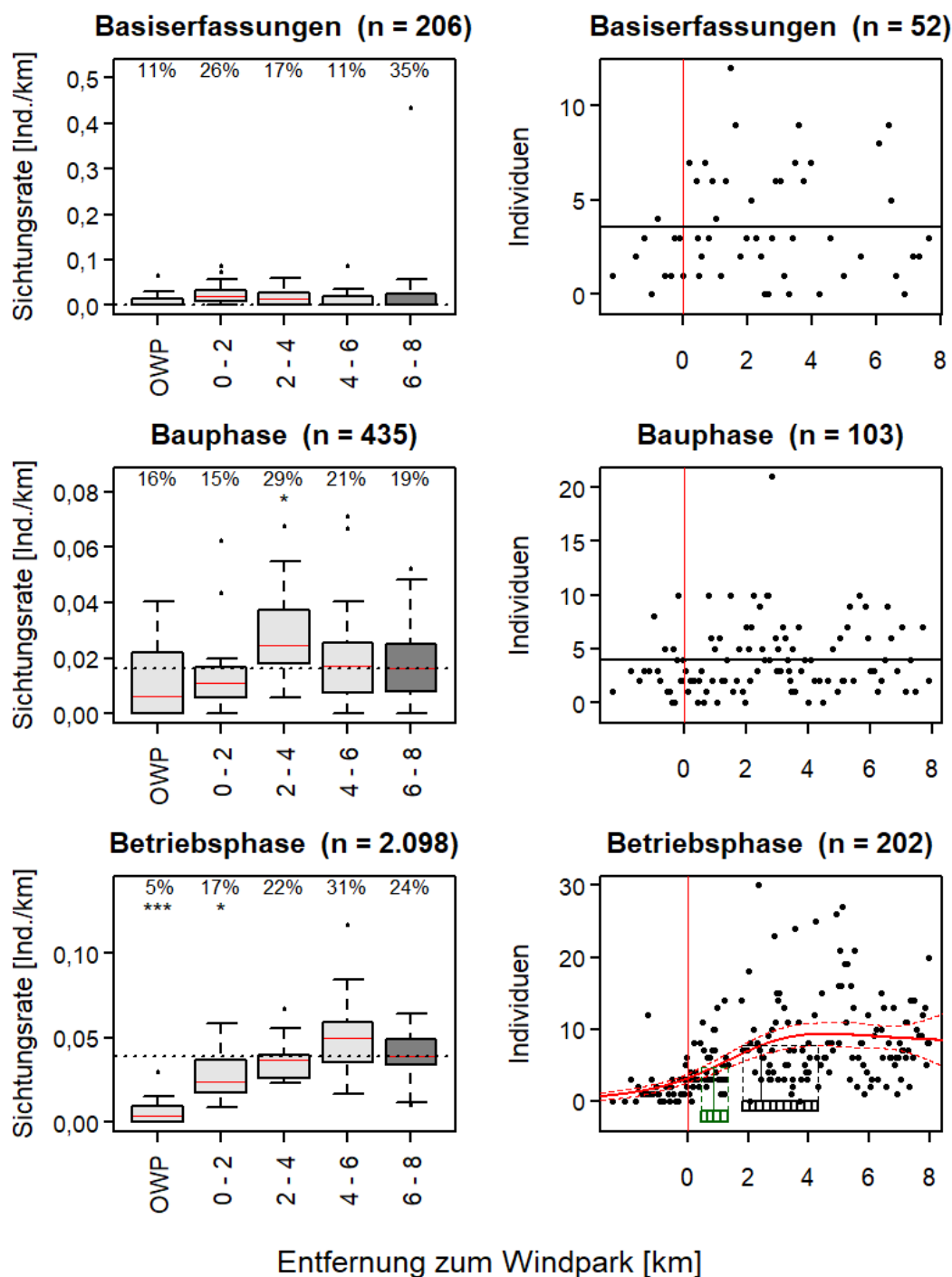


Abb. 4.71 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Basstölpel anhand der Daten der Schiffstransect-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.

4.3.2.2 Flugtransekt-Erfassungen

Die Analyse der Daten aus der **Basisuntersuchung** gibt keine Hinweise auf natürliche Gradienten in der Verteilung der Basstölpel im Bereich der Windparkflächen von ‚GodeWind 01‘, ‚GodeWind 02‘, ‚Nordsee One‘ und ihrer Umgebung (Abb. 4.72). Aufgrund der sehr geringen Individuenzahl ($n = 31$), die in die Modellierung einfließen, und den daraus resultierenden geringen Sichtungsraten ist eine Analyse der Basisphase für diese Art nur bedingt aussagekräftig.

Die Analyse der Daten der **Bauphase** zeigt im Wilcoxon-Test signifikant geringere Sichtungsraten innerhalb der Abstandsklasse „OWP“ ($p < 0,001$) und „0-2 km“ ($p = 0,042$) im Vergleich zur Referenz. Zusätzlich war auch die Sichtungsrate in der Abstandsklasse „6-8 km“ geringer als die in der Referenz ($p = 0,019$). Auch das GAM weist trotz der relativ starken Streuung der Daten einen signifikanten Verlauf mit steigenden Individuenzahlen in größerem Abstand zu den Bauflächen auf ($p < 0,001$). Die in den Vorjahren angenommene Meidung der Bauflächen wird durch die aktuelle Analyse bestätigt. Die Individuenzahlen liegen innerhalb der Baubereiche signifikant unter denen in der näheren Umgebung. Das Ergebnis ist jedoch aufgrund der geringen Individuenzahl relativ wenig robust.

Der Wilcoxon-Test der **Betriebsphase** weist die Sichtungsraten der Abstandsklassen „OWP“ und „0-2 km“ als signifikant geringer gegenüber der Referenzklasse aus ($p < 0,001$). Die anschließende Abstandsklasse weist, wie bei den Schiffstransekt-Erfassungen, zwar keine signifikant erhöhte Sichtungsrate gegenüber der Referenz aus, jedoch ist der Anteil der Sichtungen mit 31 % an der Gesamtsichtungsrate deutlich höher als in den anderen Abstandsklassen. Das GAM weist einen signifikanten Verlauf auf ($p < 0,001$), wobei das lokale Maximum bei etwa 4 km erreicht wird. Vereinzelt weisen die Abstandsbänder hohe Individuenzahlen mit >10 Individuen im Bereich zwischen 2-4 und 6-8 km auf. Diese hohen Individuenzahlen beeinflussen möglicherweise den Verlauf des GAM, insbesondere, da die Gesamtindividuenzahl mit $n = 317$ verhältnismäßig gering ist. Trotz der genannten Einschränkungen kann aufgrund des Kurvenverlaufs und der berechneten Konfidenzintervalle eine Meidedistanz bei 2,0 km (Intervall von 1,3 bis 4,0 km) festgelegt werden. Wobei 50 % der maximal modellierten Individuenzahl bereits ca. 1,2 km (Intervall von 0,6 bis 2,0 km) nach der Grenze des Windparks festgestellt wurde. Wie im nicht-parametrischen Test zeigen sich auch hier innerhalb der OWP-Fläche deutlich geringere Individuenzahlen als außerhalb der Windparkflächen. Beide Analysen zeigen somit übereinstimmend, dass Basstölpel die Windparkflächen bis zu einem Abstand von 2 km meiden. Eine weiterreichende Meidereaktion ist nicht erkennbar.

Die Analyse der Flugtransekt-Erfassungen der Basstölpel ist in der Basiserfassung durch relativ geringe Individuenzahlen und entsprechende Sichtungsraten geprägt. Dadurch können mögliche natürlich vorkommende Gradienten nur schwer nachgewiesen werden. Das Ergebnis der Gradientenanalyse der Betriebsphase kann dadurch nicht eindeutig einem Windparkeffekt zugeordnet werden und sollte daher gemeinsam mit dem Ergebnis der Schiffs-Gradientenanalyse betrachtet und interpretiert werden.

Basstölpel Flugfassungen

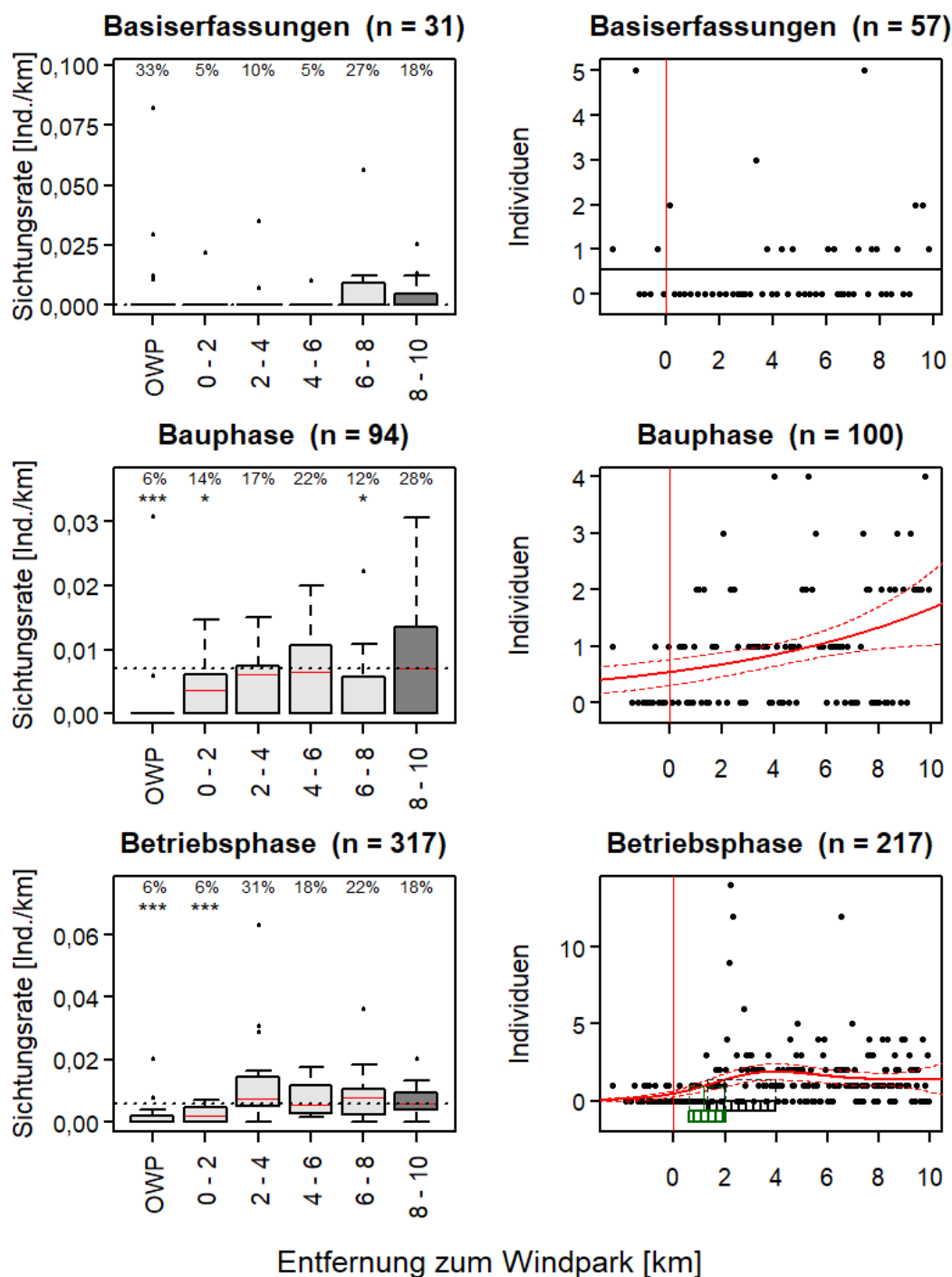


Abb. 4.72 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Basstölpel anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.

4.3.2.3 Windparkeffekte auf Basstölpel

Die Analyse der erweiterten Datensätze für die Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen aus dem Jahr 2019 zeigt übereinstimmend eine geringere Nutzung der OWP-Flächen sowie der daran angrenzenden Bereiche in der Betriebsphase. Die Schiffsdaten legen mit einem ermittelten Meideabstand von 2,4 km gegenüber 2,0 km bei den Flugtransekt-Erfassungen eine etwas weiterreichendere Meidung nahe. Die nicht-parametrischen Tests legen für beide Erfassungsmethoden geringere Sichtungsraten bis in 2 km Entfernung zu den Windparks nahe. Zusammen betrachtet ist daher eine Meidedistanz bis in 2 km Entfernung anzunehmen. In allen Phasen und mit allen Methoden wurden Basstölpel auch innerhalb der Windparks gesichtet. Die Ergebnisse der Analyse der Bauphase waren weniger eindeutig, was auch mit den relativ geringen Sichtungsraten der Basstölpel zusammenhängen könnte.

Bereits im 3. Untersuchungsjahr (2015) wurde mit einem deutlich kleineren Datensatz für die Betriebsphase der OWPs eine Meidung der OWP-Flächen nachgewiesen (BioConsult SH et al. 2016). Auch im 4., 5. und 6. Untersuchungsjahr wurde eine Meidung der Windparks sowie deren Nahbereiche nachgewiesen (BioConsult SH et al. 2017, 2018, 2019). Die Mehrzahl der Untersuchungen zu anderen Windparks stellten ebenfalls Meidereaktionen bei Basstölpeln fest. So deutete auch die StUKplus-Studie auf eine Meidereaktion gegenüber dem Windpark ‚alpha ventus‘ durch Basstölpel hin, dies konnte jedoch nicht statistisch überprüft werden (Mendel et al. 2015). Weitere frühere Untersuchungen kamen überwiegend zu ähnlichen Ergebnissen, allerdings waren die Stichproben häufig zu gering, um belastbare Aussagen machen zu können (Petersen et al. 2006, BioConsult SH 2008, Leopold et al. 2013, Webb et al. 2015).

4.3.3 Zwergmöwe

4.3.3.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Die Analyse der **Basiserfassung** der Zwergmöwe zeigt im Wilcoxon-Test bei insgesamt relativ wenigen Sichtungen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Sichtungsraten der Abstandsklassen und der Referenzklasse (Abb. 4.73). Dagegen verläuft die Glättungskurve des GAM mit recht großen Konfidenzintervallen signifikant ($p = 0,018$) mit einem lokalen Maximum bei etwa 5 km. Die Ergebnisse deuten auf eine ungleichmäßige Verteilung von Zwergmöwen im Untersuchungsgebiet hin. Unabhängig von der Existenz der Windparks wurden Zwergmöwen sowohl innerhalb der Planungsfläche als auch in größerer Entfernung (6-8 km) seltener gesichtet als in einem mittleren Abstand zu den geplanten Windparks (0-6 km).

Entgegen der Analyse des Vorjahres, zeigt die Erweiterung der Datenbasis für die Analyse der **Bauphase** im aktuellen Untersuchungszeitraum sowohl im Wilcoxon-Test als auch im GAM signifikante Zusammenhänge zwischen Sichtungsrate und Entfernung zu den Bauflächen. Mit dem Wilcoxon-Test wurde die Sichtungsrate der Abstandsklasse „OWP“ als signifikant geringer gegenüber der Referenzklasse ermittelt ($p = 0,028$). Das GAM weist bei einem signifikanten Modellverlauf ($p = 0,028$) zunehmende Sichtungen mit Entfernung zu den Bauflächen bis in eine Entfernung von ca. 5 km aus. In beiden Fällen ist der statistische Zusammenhang relativ gering und aufgrund des bereits in der Basisuntersuchung festgestellten natürlichen Gradienten ist der Kurvenverlauf möglicherweise durch diesen beeinflusst. Von einer Meidung der Bauflächen durch Zwergmöwen ist hier nicht auszugehen.

Der Wilcoxon-Test zeigt für die **Betriebsphase** signifikant geringere Sichtungsraten innerhalb der Abstandsklasse „OWP“ im Vergleich zur Referenzklasse ($p < 0,001$). Wie bereits im Vorjahr war auch der Verlauf des GAM signifikant mit höheren Sichtungsraten in weiterer Entfernung zum OWP verbunden ($p < 0,001$). Der Modellverlauf lässt eine Festlegung der Meidedistanz nicht zu. Ein lokales Maximum wird im Bereich von etwa 2 km erreicht. Insgesamt deutet der Verlauf des GAM auf geringere Sichtungsraten lediglich innerhalb der OWPs hin. Auf Grundlage der Ergebnisse ist auch während der Betriebsphase von einer geringeren Nutzung der Windparkbereiche auszugehen. Inwiefern es sich hier um eine Meidung der Bereiche handelt oder ob der, bereits während der Basiserfassungen erfasste, Gradient die Verteilung der Tiere bestimmt, bleibt unklar. Eine mögliche, über die Windparkbereiche hinausgehende, Meidung kann aber als unwahrscheinlich angesehen werden.

Die Analyse der Daten aus der Basiserfassung deutet auf einen natürlichen Gradienten mit geringeren Sichtungsraten innerhalb der Projektflächen hin, jedoch ist das Ergebnis nicht eindeutig und die Sichtungsrate in der Abstandsklasse „OWP“ nicht signifikant geringer als in der Referenzklasse. Das GAM hingegen ist signifikant und deutet auf deutlich weniger Sichtungen in den Planungsflächen hin. Für die Bauphase und die Betriebsphase zeigen die Analysen signifikant geringere Sichtungsraten innerhalb der Baufläche bzw. den OWPs. Diese wurden sowohl im nicht-parametrischen Test als auch im GAM erfasst. In beiden Fällen konnte aufgrund des Modellverlaufs keine Meidedistanz ermittelt werden. Die geringeren Sichtungsraten bleiben auf die Windparkbereiche beschränkt. In beiden Fällen wurde keine eindeutige Meidereaktion nachgewiesen, da bereits in der Basiserfassung Hinweise auf einen natürlichen Gradienten vorlagen.

Zwergmöwe Schiffserfassungen

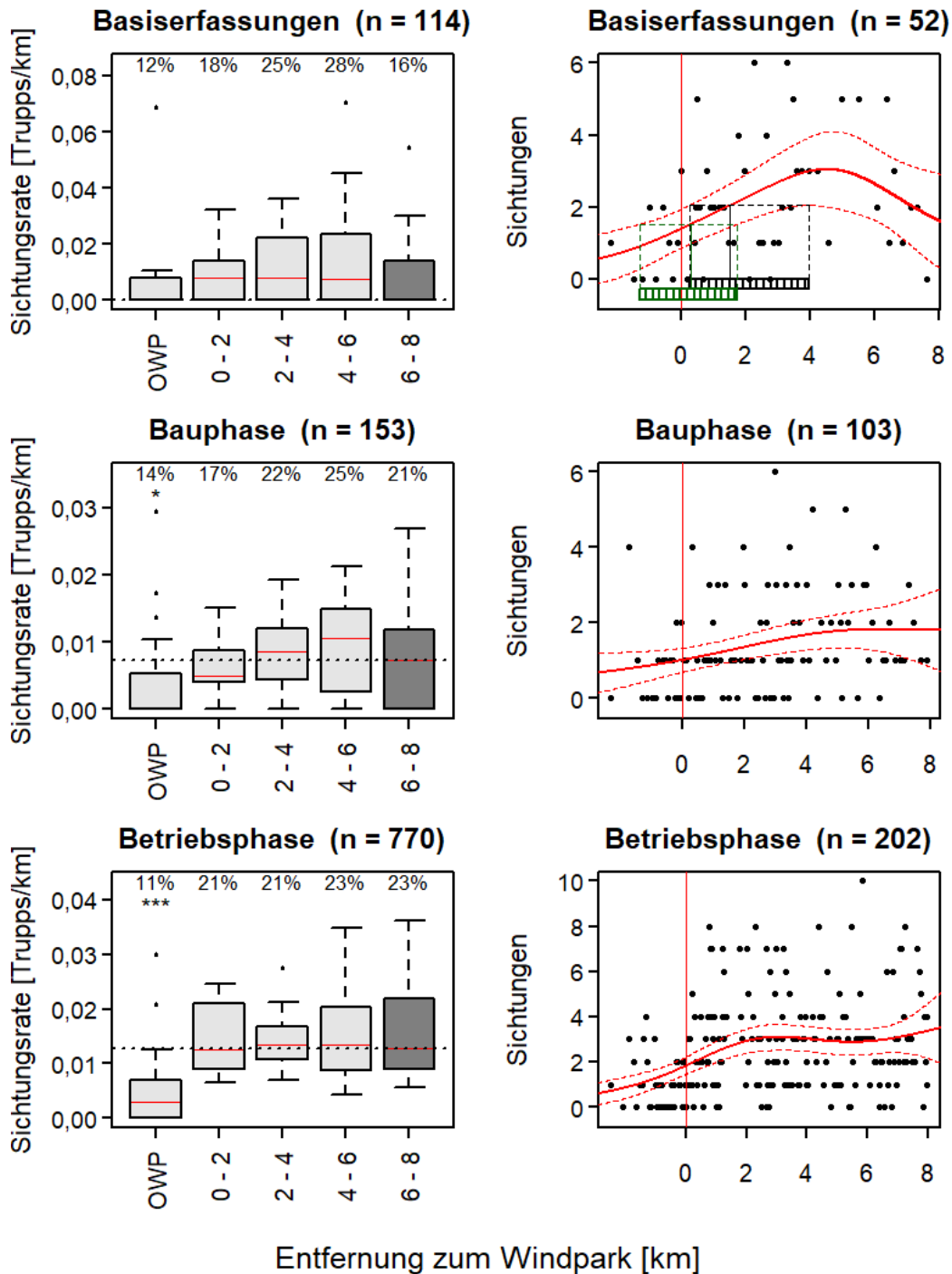


Abb. 4.73 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Zwergmöwe anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.

4.3.3.2 Flugtransekt-Erfassungen

Die Analyse der Daten aus der **Basiserfassung** zeigt keinen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Vorkommen der Zwergmöwen und der Entfernung zu den Projektflächen (Abb. 4.74). Weder durch den nicht-parametrische Test noch durch das GAM wurden signifikante Effekte festgestellt. Ein natürlicher Gradient im Untersuchungsgebiet ist unwahrscheinlich.

In der **Bauphase** waren die Sichtungsraten in der Abstandsklasse „OWP“ signifikant geringer als die der Referenzklasse ($p < 0,001$). Relativ hohe Sichtungsraten wurden in der Abstandsklasse „2-4 km“ festgestellt, diese waren aber nicht signifikant höher als die der Referenzklasse und deuten daher auf eine hohe Streuung der Sichtungsraten in diesem Bereich hin. Das GAM deutet nicht auf eine durch die Bauarbeiten bedingte Veränderung in der Verteilung der Zwergmöwen hin. Diese Ergebnisse haben sich durch die Erweiterung der Datenbasis um das Untersuchungsjahr 2019 nicht verändert. Der nicht-parametrische Test weist nach wie vor auf eine geringere Sichtsrate innerhalb der Baufläche hin. Eine schwach ausgeprägte Meidung der Bauflächen kann daher nicht ausgeschlossen werden.

In der **Betriebsphase** waren die Sichtungsraten in der Referenzklasse relativ hoch, was dazu führt, dass die Sichtungsraten in den anderen Abstandsklassen signifikant unter denen der Referenzklasse lagen („OWP“, „0-2 km“: $p = <0,001$; „2-4 km“: $p = 0,001$; „4-6 km“: $p = 0,007$; „6-8 km“: $p = 0,039$). Auch die Modellkurve des GAM verläuft signifikant ($p < 0,001$) und zeigt zunächst einen Anstieg der Individuenzahlen kurz hinter den Windparkgrenzen und einen weiteren starken Anstieg im Bereich zwischen 8 und 10 km. Aufgrund des Modellverlaufs kann kein Meideabstand beziffert werden. Der erste Anstieg direkt hinter der Grenze der Windparks deutet in diesem Zusammenhang mindestens auf eine geringere Nutzung der Windparkbereiche hin, die mit einer Meidereaktion einher gehen könnte. Es wurden weiterhin Zwergmöwen in geringen Individuenzahlen in den Windparks festgestellt. Mit größerem Abstand zu den OWPs steigt auch die Streuung der Datenpunkte, in vereinzelten Abstandsbändern wurden relativ hohe Individuenzahlen festgestellt. Inwiefern der starke Anstieg der Individuenzahlen zwischen 8 und 10 km eine weiträumige Meidereaktion darstellt, kann aufgrund der Datenlage nicht beurteilt werden. Vermutlich handelt es sich hierbei allerdings nicht um eine direkte Meidereaktion auf die bereits errichteten OWPs im Cluster ‚Nördlich Borkum‘, sondern steht in Verbindung mit individuenreichen Trupps der Zwergmöwen auf den Zugwegen. Daher wird auf Basis der hier vorliegenden Daten der Flugtransekt-Erfassungen ein schwach ausgeprägter Meideeffekt innerhalb des Windparks angenommen, darüber hinausreichende Effekte sind nicht eindeutig festzustellen.

Zwergmöwe Flugerfassungen

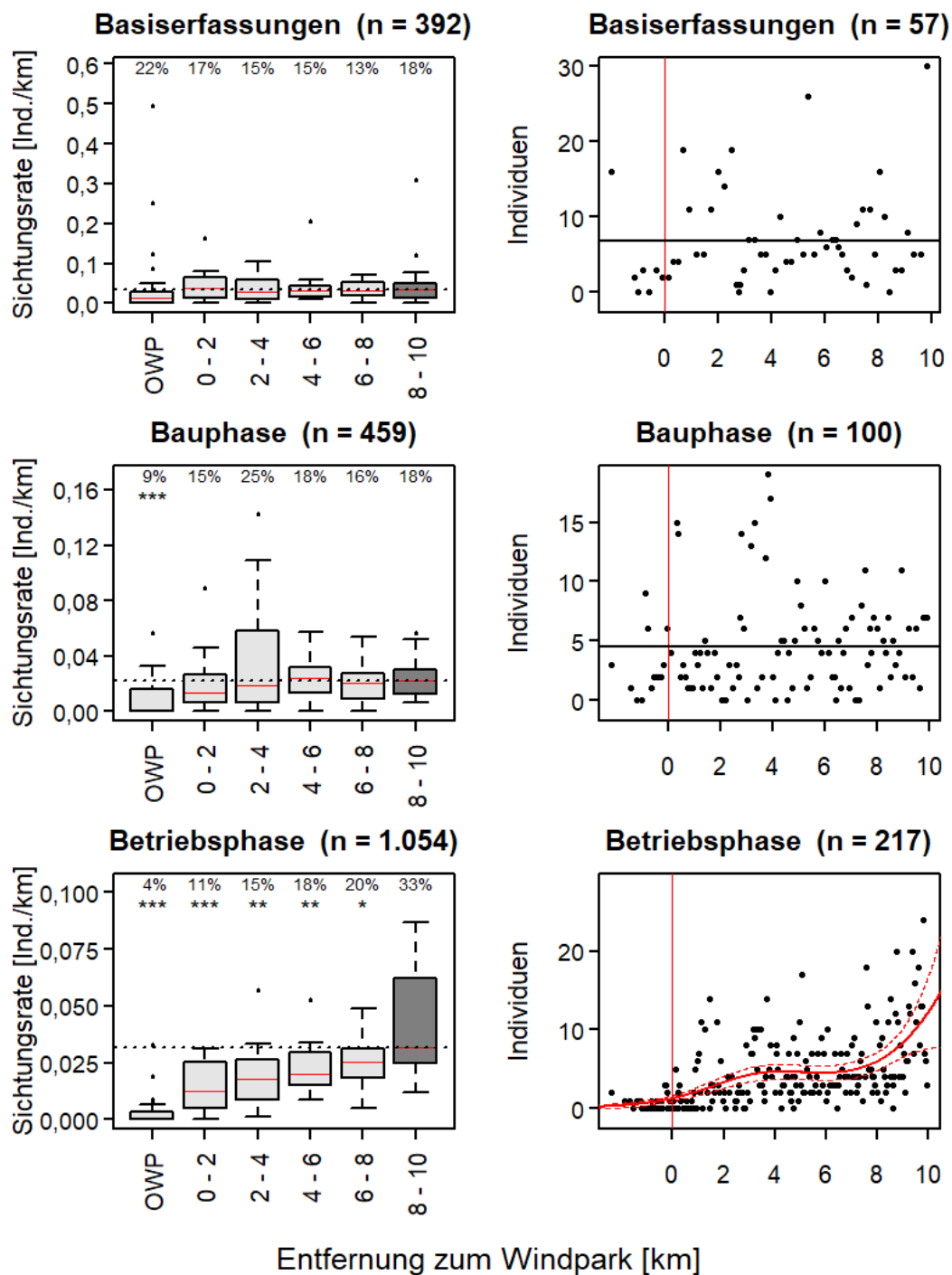


Abb. 4.74 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Zwergmöwe anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.

4.3.3.3 Windparkeffekte auf Zwergmöwen

Die Analysen der mit beiden Erfassungsmethoden erhobenen Daten deuten auf eine geringere Nutzung der Windparkbereiche in der Betriebsphase hin. Eine darüber hinausgehende Meidereaktion ist nicht eindeutig erkennbar. Die Daten der Flugtransekt-Erfassungen sind von einer größeren Varianz der Datenpunkte geprägt. Eine geringere Nutzung der Projektflächen war bereits in der Bauphase erkennbar, jedoch war dieser Effekt nicht über alle Analysemethoden eindeutig. Es ist insgesamt von einer möglicherweise schwächeren und weniger eindeutigen Meidereaktion während der Bauphase auszugehen. Auch muss berücksichtigt werden, dass die durchgeführten Bauarbeiten nicht zwangsläufig den gesamten Windparkbereich gleichermaßen betreffen und somit manche Bereiche weniger stark durch Bauaktivitäten betroffen sein können. In diesen Bereichen ist der Effekt der Bauaktivitäten auf Zwergmöwen vermutlich insgesamt zu vernachlässigen.

Andere Untersuchungen ergaben meist ebenfalls Hinweise auf eine Meidung, welche häufig nicht statistisch abgesichert werden konnte. Beim OWP ‚alpha ventus‘ wurde ein Störradius von etwa 1,5 km (IfAÖ & BioConsult SH 2014) und eine Bestandsreduktion in der Windparkfläche von 90 % festgestellt. Am niederländischen Windpark ‚Princess Amalia‘ wurde eine signifikante Meidung des Windparks durch Zwergmöwen festgestellt, jedoch nicht am Windpark ‚Egmond aan Zee‘ (Leopold et al. 2013). Zwergmöwen gelten insgesamt als wenig störempfindlich gegenüber Schiffen. Sie sind zwar selten hinter Fischkuttern zu beobachten, suchen aber regelmäßig Nahrung im Schraubenwasser anderer Schiffe (Mendel et al. 2008).

Die hier festgestellten Effekte auf Zwergmöwen decken sich also weitestgehend mit anderen Studien, in denen auch höchstens geringe Meidereaktionen festgestellt wurden.

4.3.4 Sturmmöwe

4.3.4.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Für die Daten der **Basiserfassung** zeigt der Wilcoxon-Test lediglich in der Abstandsklasse „0-2 km“ signifikant höhere Sichtungsraten im Vergleich zur Referenzklasse ($p = 0,034$). Das GAM dagegen zeigt keinen signifikanten Zusammenhang zwischen den Sichtungen von Sturmmöwen und der Entfernung zu den Projektflächen (Abb. 4.75). Die Daten der Schiffstransekt-Erfassungen geben also keine Hinweise auf natürlich auftretende Gradienten der Sturmmöwe im untersuchten Gebiet.

Die Analyse der Daten der **Bauphase** deutet auf geringere Sichtungsraten in der Referenzklasse und damit in weiterer Entfernung zu den Bauflächen hin. Die Sichtungsraten in den Abstandsklassen „OWP“ und „4-6 km“ weisen eine deutliche Streuung auf, sind aber nicht signifikant höher als die der Referenzklasse. Dagegen liegen die Sichtungsraten in den Abstandsklassen „0-2 km“ ($p = 0,002$) und „2-4 km“ ($p = 0,007$) signifikant über denen der Referenzklasse. Der Verlauf des GAM ist signifikant ($p = 0,014$) mit geringeren Sichtungsraten in weiterer Entfernung zu den Bauflächen. Beide Analysen deuten auf eine Attraktion der Sturmmöwen durch die Bauarbeiten in den Windparks hin. Wobei die Streuung der Daten trotz Analyse der Sturmmöwen-Trupps relativ hoch ist.

Wie bereits in der Bauphase, deuten auch die Daten der **Betriebsphase** auf eine Attraktionswirkung der Windparks auf Sturmmöwen hin. Im nicht-parametrischen Test sind die Sichtungsraten in den Abstandsklassen „OWP“ ($p = 0,006$), „0-2 km“ ($p < 0,001$) und „2-4 km“ ($p = 0,014$) signifikant höher als die der Referenzklasse. Auch das GAM verläuft signifikant ($p < 0,001$) mit fast linear sinkenden Sichtungsraten mit zunehmender Entfernung zu den OWPs. Die Streuung der Daten ist, wie bereits in der Bauphase, trotz Analyse der Sturmmöwen-Trupps relativ hoch. Wie schon in der Analyse des Vorjahres, wird im Untersuchungsgebiet eine ausgeprägte Präferenz der Windparks im Betrieb sowie der umliegenden Bereiche auf Sturmmöwen gezeigt.

Sturmmöwe

Schiffserfassungen

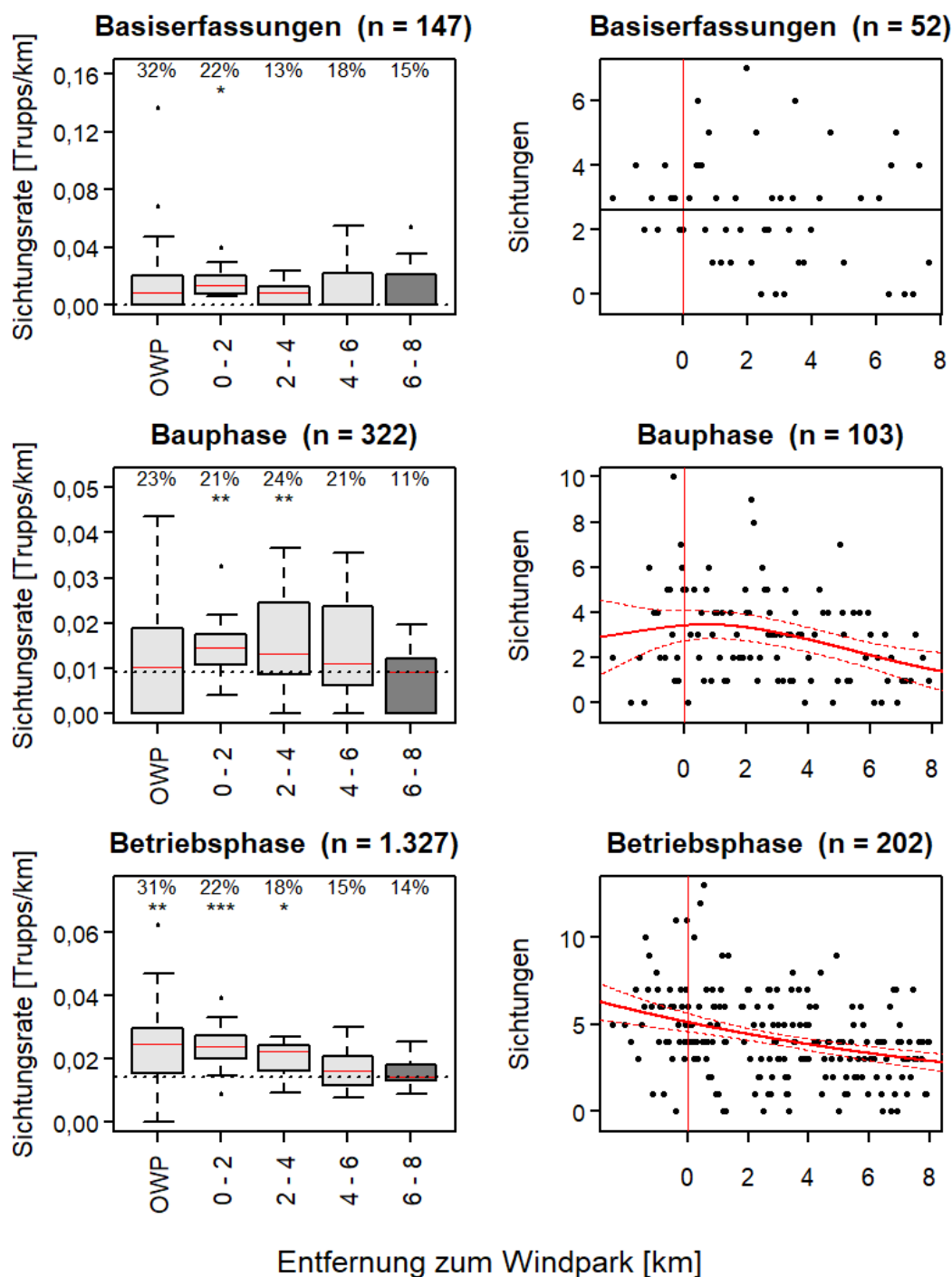


Abb. 4.75 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Sturmmöwe anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.

4.3.4.2 Flugtransekt-Erfassungen

Während der **Basiserfassung** wurde für die Sturmmöwe weder im nicht-parametrischen Test noch im GAM ein Zusammenhang zwischen der Projektfläche und der Verteilung der Individuen im Untersuchungsgebiet festgestellt (Abb. 4.76). Die Verteilung der Sturmmöwen schien keinem natürlichen Gradienten zu folgen, die Tiere wurden ungerichtet im Untersuchungsgebiet festgestellt.

Für die **Bauphase** zeigt der Wilcoxon-Test signifikant geringere Sichtungsraten innerhalb der Abstandsklassen „OWP“ ($p = 0,017$), „4-6 km“ und „6-8 km“ im Vergleich zur Referenzklasse (jeweils $p < 0,001$). Die dazwischen liegenden Abstandsklassen „0-2 km“ und „2-4 km“ weisen keinen Unterschied zur Referenzklasse auf. Diese Verteilung ist in ähnlicher Weise auch im GAM erkennbar. Der signifikante Verlauf ($p < 0,001$) ist von geringen Individuenzahlen im zentralen Bereich und im Baubereich geprägt. Höhere Individuenzahlen sind im Bereich der Baustellengrenze sowie zwischen 8 und 10 km erfasst worden. Entsprechend der lokal hohen Individuenzahlen ergibt sich auch die recht hohe Sichtungsrate in der Referenzklasse. Hohe Sichtungsraten der Sturmmöwe stehen möglicherweise mit Fischereiaktivität bzw. genereller Attraktion zu (Bau-)Schiffsverkehr in Verbindung. Entsprechend lassen sich lokal hohe Individuenzahlen hierdurch erklären. Insgesamt muss bei der Interpretation berücksichtigt werden, dass die Analyse von Individuenzahlen bei Sturmmöwen aufgrund des häufig truppweisen Vorkommens an Schiffen fehlerbehaftet sein kann. Aufgrund der Analysen kann nicht von einem Effekt der Baubereiche auf die Verteilung der Sturmmöwen ausgegangen werden.

In der **Betriebsphase** zeigt der nicht-parametrische Test signifikant höhere Sichtungsraten in der Abstandsklasse „0-2 km“ im Vergleich zur Referenz ($p < 0,001$). Der signifikante Verlauf des GAM ($p < 0,001$) deutet auf etwas höhere Individuenzahlen der Sturmmöwe im Grenzbereich der OWPs hin. Wobei die Abstandsbänder mit den höchsten Individuenzahlen im Bereich zwischen 0 und 4 km um die OWPs festgestellt wurden. Insgesamt deuten die Daten auf eine Attraktionswirkung der Windparks und der windparkangrenzenden Bereiche auf Sturmmöwen hin, während in weiterer Entfernung zu den Windparks relativ konstante Individuenzahlen der Sturmmöwe festgestellt wurden.

Sturmmöwe

Flugerfassungen

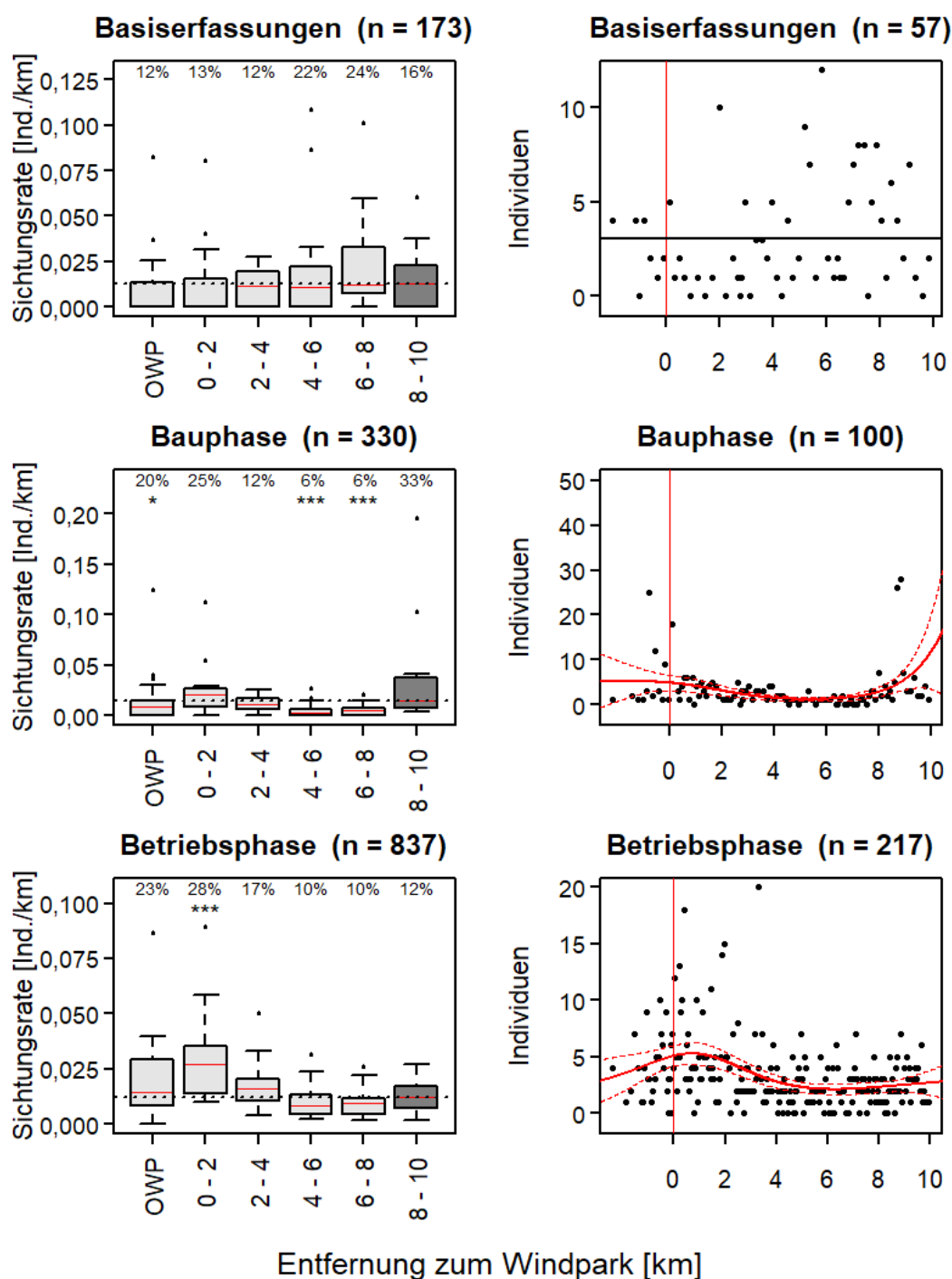


Abb. 4.76 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Sturmmöwe anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.

Windparkeffekte auf Sturmmöwen werden in Kapitel 4.3.5.1 „Windparkeffekte auf *Larus*-Möwen“ für diese Artgruppe gemeinsam diskutiert.

4.3.5 Heringsmöwe

4.3.5.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Weder in der **Basiserfassung**, noch in der **Bauphase** lassen sich durch den nicht-parametrischen Test oder das GAM Einflüsse der Entfernung zum Windpark auf die Anzahl der Sichtungen bzw. Sichtungsraten der Heringsmöwen feststellen (Abb. 4.77). Es gibt daher in beiden Phasen weder Hinweise auf einen natürlichen Gradienten im Untersuchungsgebiet noch Anzeichen für eine Meidung oder Attraktion gegenüber den Bauarbeiten an den OWPs.

Auch in der **Betriebsphase** zeigen sich im nicht-parametrischen Test keine signifikanten Unterschiede zwischen den Sichtungsraten der Abstandsklassen. Der Verlauf des GAM ist signifikant ($p = 0,048$), ein eindeutiger Einfluss der Windparks auf die Verteilung der Heringsmöwen ist jedoch nicht ersichtlich. Die Verteilung der Sichtungen scheint relativ gleichmäßig über die betrachtete Entfernung zu den Windparks verteilt, lediglich in weiterer Entfernung zwischen 6 und 8 km zu den Windparks ist ein leichter Anstieg der Modellkurve ersichtlich. Ein erst in dieser Entfernung wirkender Windparkeffekt ist aber aufgrund der Verteilung der Datenpunkte, insbesondere auch innerhalb der Windparkbereiche, relativ unwahrscheinlich.

Heringsmöwe

Schiffserfassungen

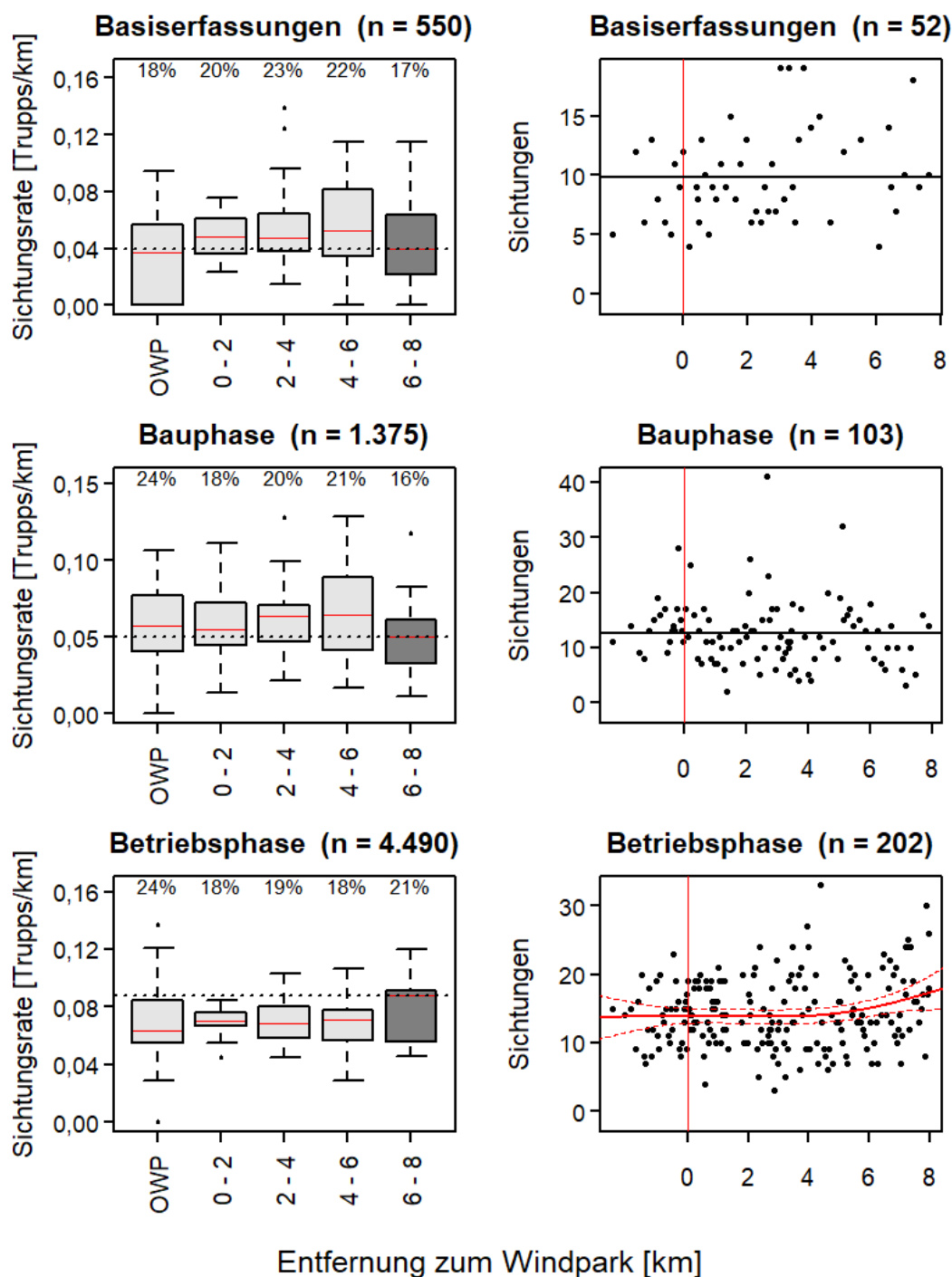


Abb. 4.77 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Heringsmöwe anhand der Daten der Schiffstransect-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.

4.3.5.2 Flugtransekt-Erfassungen

Die Analyse der in der **Basiserfassung** ermittelten Daten zeigt einen sehr starken Einfluss hoher Individuenzahlen in einer Entfernung von etwa 2 km zur Grenze der Projektflächen (Abb. 4.78). Es handelt sich dabei vermutlich um große Schwärme von Heringsmöwen, die, als Schiffsfolger, auf die Anwesenheit von Fischereifahrzeugen reagieren. Ein natürlicher Gradient ist im betrachteten Gebiet nicht erkennbar.

In der Analyse der Daten aus der **Bauphase** wurden im nicht-parametrischen Test die Sichtungsraten in den Abstandsklassen „OWP“ ($p = 0,027$) und „0-2 km“ ($p = 0,022$) als signifikant höher im Vergleich zur Referenzklasse festgestellt. Darüber hinaus unterschieden sich die Sichtungsraten in den Abstandsklassen nicht signifikant. Der Verlauf des GAM war signifikant und wies ein schwaches Gefälle in den Individuenzahlen mit zunehmender Entfernung zu den Baugebieten auf ($p = 0,020$). Insbesondere im Bereich der Bauflächen wiesen die Daten eine größere Streuung auf, nichtsdestotrotz könnte dies ein Hinweis auf eine Attraktionswirkung des OWP-Baus auf Heringsmöwen sein. Inwiefern dieser Effekt mit der baubedingten Zunahme des Schiffsverkehrs innerhalb der Baugebiete auf diese schiffsfolgende Art zusammenhängt, lässt sich auf Grundlage dieser Analyse nicht feststellen. Auffällig ist auch die während der Bauphase deutlich erhöhte Individuenzahl der Heringsmöwe im Bereich von ca. 5 km zu den Baugebieten, was auf einen größeren Trupp schließen lässt, der möglicherweise in Verbindung mit Fischerei steht.

Auch im GAM der **Betriebsphase** spiegelt sich der Einfluss von Ausreißern aufgrund großer Ansammlungen von Heringsmöwen wider. Vereinzelt wurden deutlich erhöhte Individuenzahlen festgestellt. Im nicht-parametrischen Test liegen die Sichtungsraten der Abstandsklasse „4-6 km“ signifikant unter denen der Referenzklasse ($p = 0,006$). Bis auf diesen Aspekt finden sich im nicht-parametrischen Test keine Anzeichen für eine durch den Betrieb der OWPs bedingte Verteilung der Heringsmöwen. Demgegenüber war das GAM signifikant ($p = 0,008$) und der Verlauf des Modells weist auf etwas höhere Individuenzahlen der Heringsmöwen innerhalb der Windparkbereiche hin. Es muss allerdings berücksichtigt werden, dass die individuenbasierten Analysen der Daten aus den Flugzeugtransekt-Erfassungen aufgrund der lokalen großen Ansammlung von Heringsmöwen beeinflusst sein können. Insbesondere, da auch innerhalb der Windparks größere Ansammlungen von Heringsmöwen festgestellt wurden.

Da Heringsmöwen als Schiffsfolger bekannt sind (Schwemmer & Garthe 2005) ergeben sich in der Nähe von Schiffen lokal hohe Individuenzahlen, die höchstens sekundär mit dem Ausbau der OWPs in Verbindung stehen (bspw. Bau- oder Wartungsschiffe). Diese Ansammlungen können sowohl den nicht-parametrischen Test als auch das jeweilige GAM stark beeinflussen. Dies ist insbesondere während der Bauphase zu berücksichtigen. Inwiefern die hohe Individuenzahl innerhalb der in Betrieb befindlichen Windparks durch schiffsfolgende Heringsmöwen verursacht wurde, lässt sich nicht mit abschließender Sicherheit feststellen. Eine Attraktionswirkung von Windparkstrukturen auf große Anzahlen von Heringsmöwen erscheint jedoch unwahrscheinlich. Insgesamt lassen sich auf Grundlage der Flugtransekt-Erfassungen keine eindeutigen Attraktionseffekte der Windparkstrukturen selbst auf Heringsmöwen feststellen bzw. lassen sich diese nicht eindeutig von sekundären, durch Schiffsverkehr induzierte, Ansammlungen differenzieren.

Heringsmöwe

Flugerfassungen

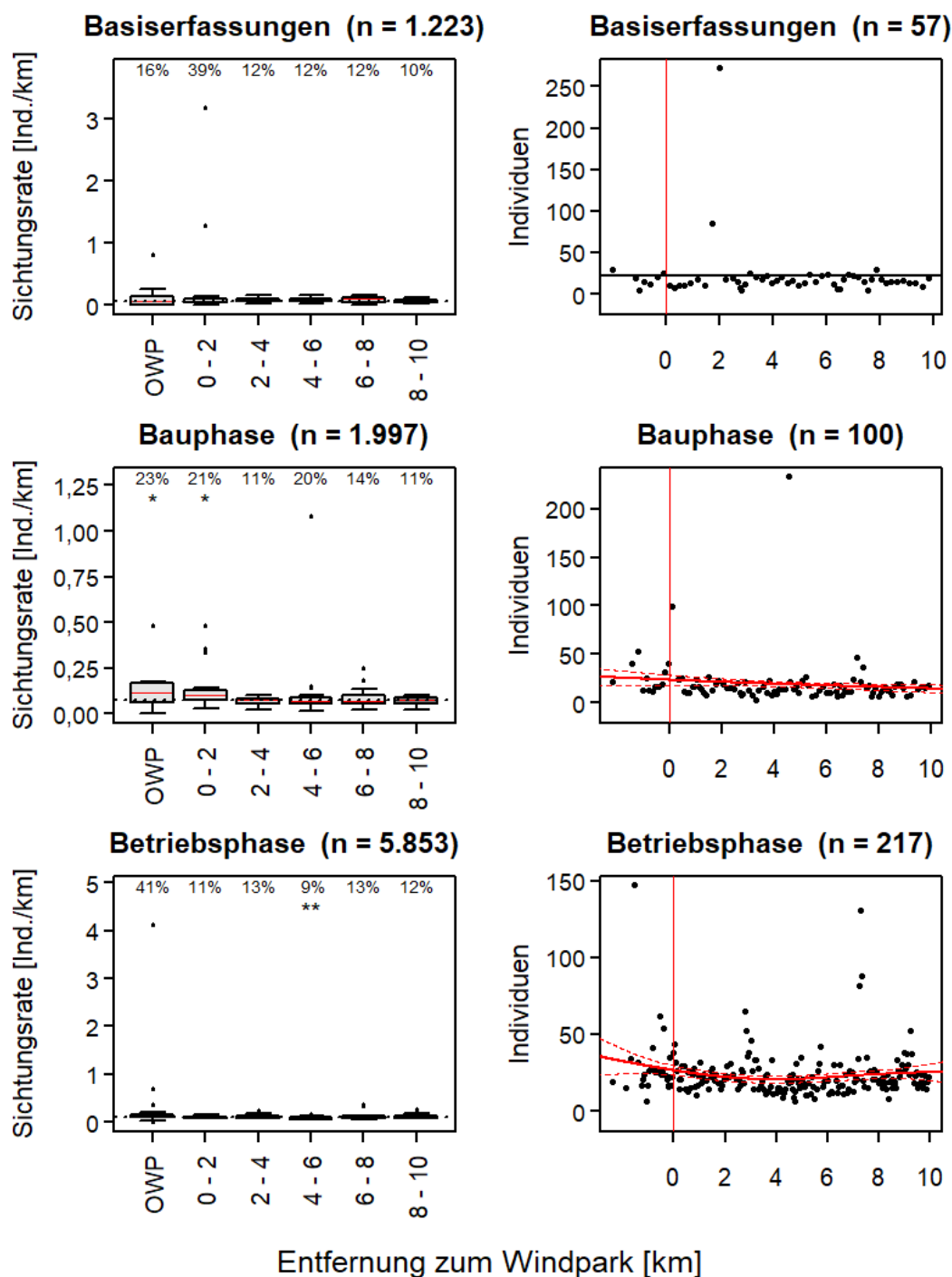


Abb. 4.78 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Heringsmöwe anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.

4.3.5.1 Windparkeffekte auf *Larus*-Möwen

Im hier vorliegenden Bericht wurden die Gradientenanalysen für Heringsmöwen und Sturmmöwen separat durchgeführt. Diese beiden zu den *Larus*-Möwen gehörenden Arten zeigten leicht unterschiedliche Reaktionen auf den Ausbau der Windkraft im Cluster ‚Nördlich Borkum‘. Während bei den Heringsmöwen eher keine Reaktion durch die Analyse nachgewiesen wurde, zeigte die Sturmmöwe tendenziell eine Attraktion gegenüber OWPs im Betrieb. Ein sehr ähnliches Muster zeigte sich bereits bei der Analyse zum 4. Untersuchungsjahr (BioConsult SH et al. 2017). In beiden Analysen des aktuellen Untersuchungszeitraums war jedoch der Einfluss von stark variablen Sichtungsraten in allen Phasen, im Vergleich zu anderen betrachteten Arten (z. B. Alkenvögel), recht hoch. Regelmäßig wurden größere Ansammlungen beider Arten in den Analysen erfasst, die vermutlich nicht primär mit dem Cluster ‚Nördlich Borkum‘ in Verbindung standen.

Zusammengefasst als Artgruppe wurde bei *Larus*-Möwen im 3. Untersuchungsjahr ebenfalls eine Attraktion gegenüber OWPs im Betrieb festgestellt (BioConsult SH et al. 2016). Untersuchungen an anderen OWPs während der Bau- und Betriebsphase wiesen ebenfalls keine Meidereaktion auf (Christensen et al. 2003, Gill et al. 2008, Percival 2013, IfAÖ & BioConsult SH 2014), jedoch war auch keine Attraktionswirkung erkennbar. Vanermen et al. (2015) beschrieben eine anziehende Wirkung des OWP ‚Bligh Bank‘ auf Heringsmöwen und Silbermöwen, welche teilweise die Strukturen der WEA als Rastplätze nutzten. Auch Sturmmöwen und Mantelmöwen wurden häufig in der Windparkfläche gesichtet. Leopold et al. (2013) beschrieben unterschiedliche Reaktionen der einzelnen Möwenarten. Während statistisch kein Effekt für Sturmmöwen festgestellt werden konnte, zeigte sich für Heringsmöwen ein negativer Effekt durch die Windparks (signifikant nur für ‚Princess Amalia‘).

Die einzelnen Arten der *Larus*-Möwen unterscheiden sich offenbar in ihrer Reaktion gegenüber OWPs in der Bau- oder Betriebsphase. Während Heringsmöwen nur eine geringe Reaktion zeigen, die möglicherweise verstärkt auf windparkassoziierten Schiffsverkehr zurückzuführen ist, zeigen sich bei Sturmmöwen deutlichere Attraktionswirkungen der Windparkbereiche selbst. Diese Tiere werden möglicherweise durch die Strukturen als Rastplätze oder Ansitze angelockt und kommen daher in höheren Beständen innerhalb bzw. nahe zum Windpark vor. In den vorliegenden Analysen sind mögliche Windparkeffekte jedoch durch teils hohe Ansammlungen der *Larus*-Möwen-Arten teilweise maskiert. Eindeutige, auf den Ausbau der Windparks zurückzuführende, Effekte lassen sich nur begrenzt feststellen. Eine Meidung der Windparkbereiche lässt sich auf Grundlage der Gradientenanalyse nicht feststellen, eine Attraktion ist wahrscheinlicher.

4.3.6 Dreizehenmöwe

4.3.6.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Die Analyse der Schiffsdaten ergibt für die Dreizehenmöwe auch unter Berücksichtigung der um das Erfassungsjahr 2019 erweiterten Datenbasis wie im Vorjahr weder für die **Basiserfassungen** noch für die **Bau- und Betriebsphase** einen signifikanten Zusammenhang zwischen den Sichtungen bzw. Sichtungsraten und der Entfernung zur Projektfläche (Abb. 4.79). Es kann daher weder ein natürlicher Gradient im untersuchten Gebiet nachgewiesen werden, noch können Meide- oder Attraktionsreaktionen gegenüber OWPs im Bau oder Betrieb auf Basis der Schiffsdaten festgestellt werden.

Dreizehenmöwe

Schiffserfassungen

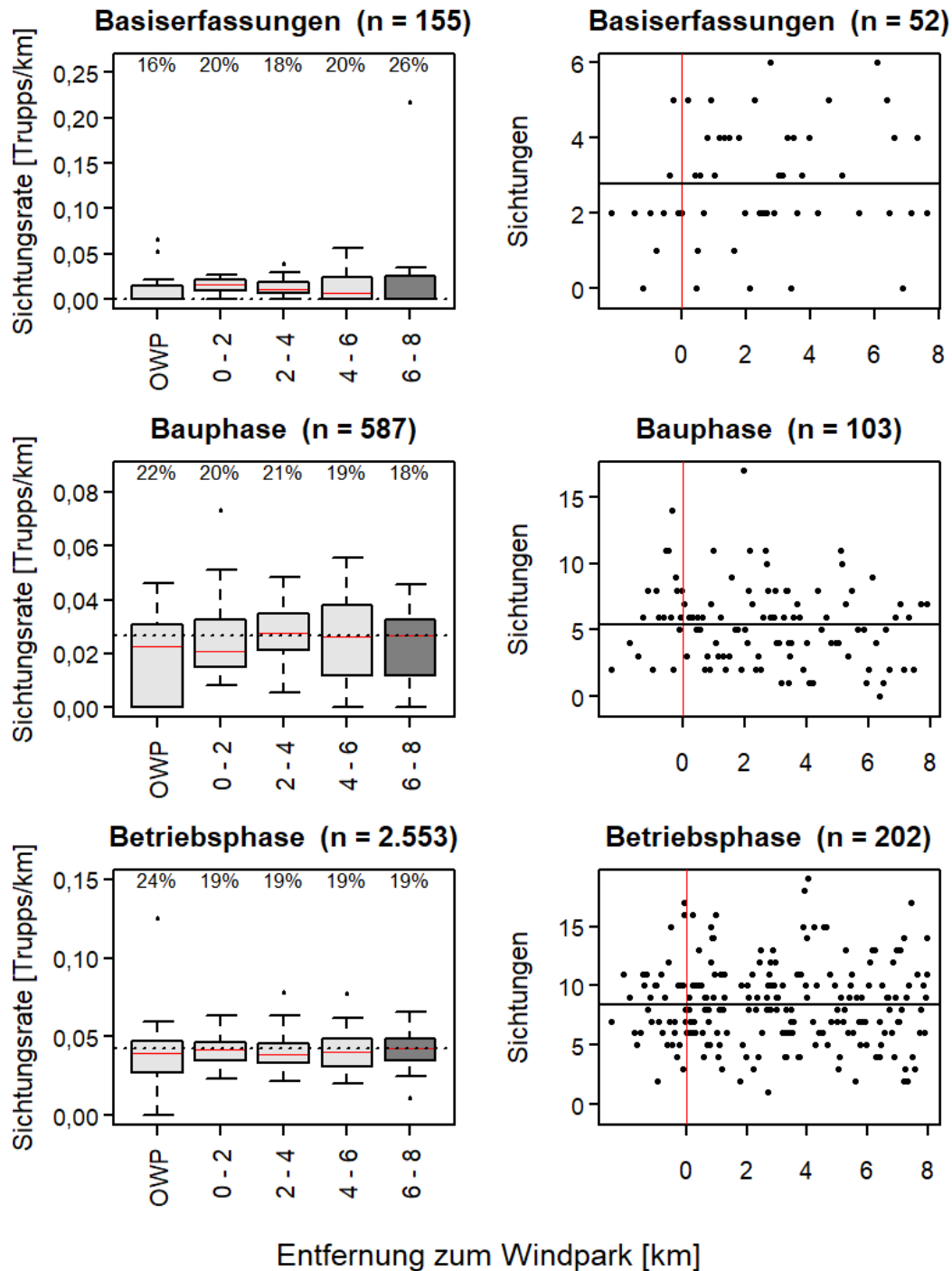


Abb. 4.79 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Dreizehenmöwen anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.

4.3.6.2 Flugtransekt-Erfassungen

Die Analyse der Daten der **Basiserfassungen** zeigt für Dreizehenmöwen keine gerichtete Verteilung im Untersuchungsgebiet (Abb. 4.80). Das Vorkommen natürlicher Gradienten wird somit zumindest für die Windparkflächen ‚Gode Wind 01‘, ‚Gode Wind 02‘ und ‚Nordsee One‘ als unwahrscheinlich angenommen. Allerdings weisen die Daten eine relativ große Streuung über den gesamten betrachteten Bereich auf.

Im Gegensatz zur Basiserfassung waren in der **Bauphase** die Sichtungsraten der Abstandsklasse „6-8 km“ signifikant geringer als die der Referenzklasse ($p = 0,006$). Das errechnete GAM zeigt einen signifikanten Verlauf ($p < 0,001$), welcher aber durch relativ breite Streuung der Datenpunkte recht breite Konfidenzintervalle aufweist. Insbesondere der Bereich der Bauflächen ist durch eine relativ breite Streuung der Individuenzahlen geprägt. Das Ergebnis beider Analysen ist aufgrund des Kurvenverlaufs und der Streuung der Daten nicht eindeutig. Weder das GAM noch der nicht-parametrische Test zeigt klare Attraktions- oder Meidereaktionen gegenüber den Bauflächen (Abb. 4.80). Höhere Individuenzahlen im Bereich der Bauflächen im GAM sowie insgesamt etwas höhere Anteile an den Gesamtsichtungsraten in den Abstandsklassen „OWP“ und „0-2 km“ im nicht-parametrischen Test deuten aber möglicherweise auf eine schwache Attraktion für die Dreizehenmöwen gegenüber den Baugebieten hin.

In der **Betriebsphase** wiederum waren kaum Anhaltspunkte für einen Effekt der Windparks auf Dreizehenmöwen erkennbar. Lediglich im nicht-parametrischen Test wurden in der Abstandsklasse „OWP“ ($p = 0,003$), „4-6 km“ ($p = 0,011$) und „6-8 km“ ($p = 0,015$) signifikant geringere Sichtungsraten als in der Referenzklasse festgestellt. Eine möglicherweise geringere Nutzung der Windparkbereiche ist aufgrund des GAM nicht ersichtlich, vielmehr ist im Bereich der OWPs die Streuung der Datenpunkte etwas erhöht. Es gibt somit wie bereits im Vorjahr keine Hinweise auf eine gerichtete Verteilung der Dreizehenmöwen während der Betriebsphase.

Insgesamt deuten die Analysen auf eine sehr schwach positive Assoziation der Dreizehenmöwe mit den OWP-Flächen in der Bauphase hin. Allerdings bleibt durch die breite Streuung der Daten, insbesondere innerhalb der OWP-Bereiche, eine Unsicherheit in der Aussage erhalten. Für die Betriebsphase kann keine Aussage getroffen werden. Wie auch die Heringsmöwen sind Dreizehenmöwen häufig in Trupps assoziiert. Lokal hohe Ansammlungen könnten daher Einfluss auf die Analyse der Flugtransekt-Erfassungen haben.

Dreizehenmöwe Flugerfassungen

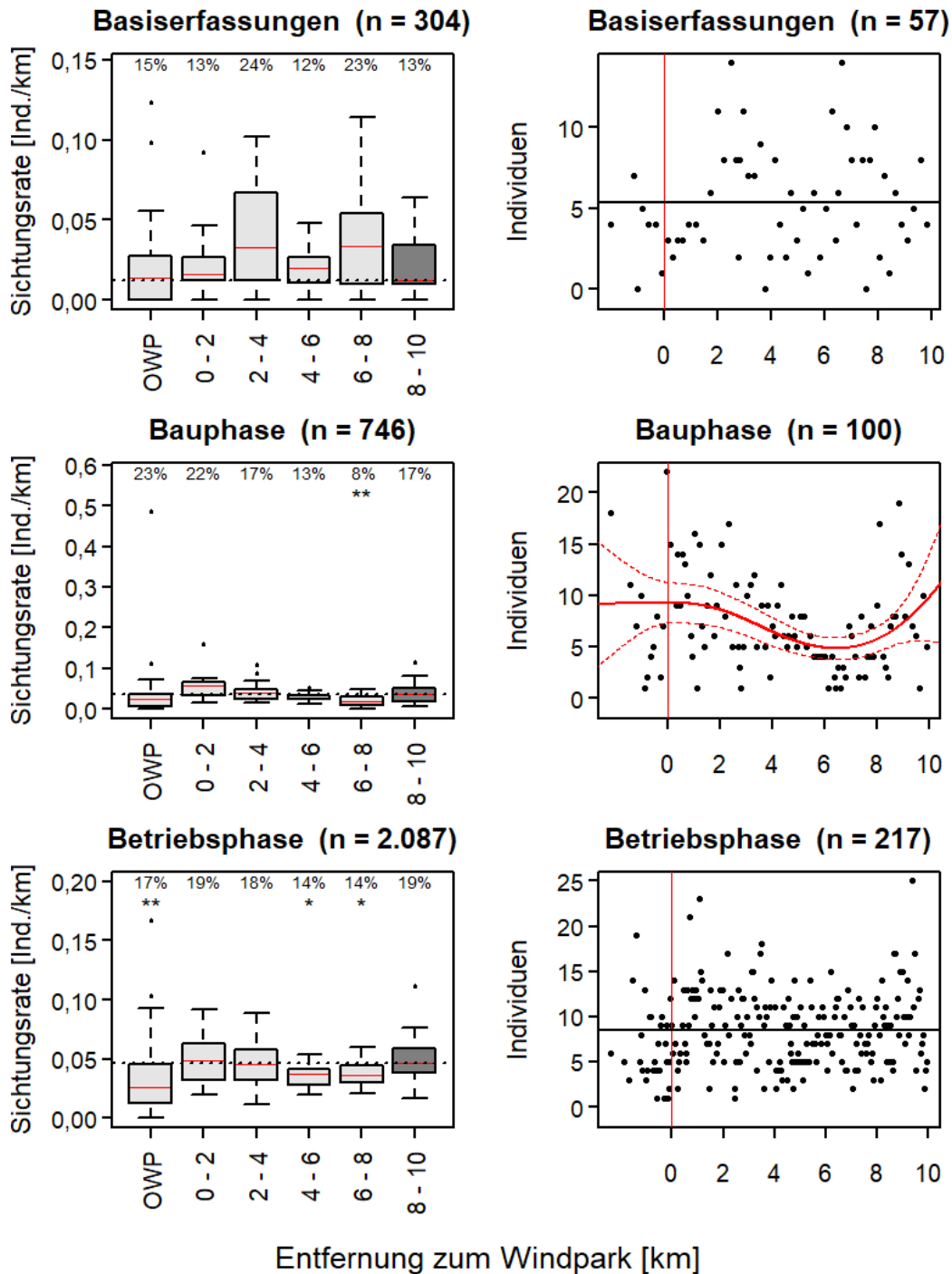


Abb. 4.80 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Dreizehenmöwe anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.

4.3.6.1 Windparkeffekte auf Dreizehenmöwen

Bei Dreizehenmöwen wird aktuell, wie auch in der Vorjahresanalyse, keine Reaktion auf die OWPs im Betrieb festgestellt. Im Gegensatz dazu wurde im 4. und 5. Untersuchungsjahr (BioConsult SH et al. 2017, 2018), keine Störwirkung (Schiffstransekt-Erfassungen) sondern eher eine anziehende Wirkung (Flugtransekt-Erfassungen) der OWPs im Betrieb festgestellt. Gegenüber den OWPs im Bau zeigte sich erneut eine geringe Attraktion bei den Flugtransekt-Erfassungen wie auch im Vorjahr. Problematisch bei der Auswertung der Daten war, sowohl in den Vorjahren als auch im aktuellen Untersuchungsjahr, das truppweise Auftreten der Art, was sich in einer relativ starken Streuung der Datenpunkte zeigte.

Andere Studien zeigten unterschiedliche Reaktionen von Dreizehenmöwen auf OWPs. Bei einer Untersuchung während des Baus und Betriebs des OWP ‚alpha ventus‘ wurde keine klare Reaktion auf den Windpark festgestellt (IfAÖ & BioConsult SH 2014). Hier schienen die Schiffszählungen, im Gegensatz zu den Flugtransekt-Erfassungen, auf eine geringfügige Meidung des Windparks in der Betriebsphase hinzudeuten. Während der ersten Jahre des Betriebs zeigten Dreizehenmöwen ein signifikantes Meideverhalten gegenüber dem OWP ‚Princess Amalia‘ (Leopold et al. 2013). An den britischen Offshore-Windparks ‚Robin Rigg‘ und ‚Thanet‘ wurden dagegen keine eindeutigen Bestandsveränderungen gefunden (Walls et al. 2013, Percival 2013).

Insgesamt scheint eine Reaktion, sofern vorhanden, äußerst schwach ausgeprägt zu sein. Aufgrund der Diskrepanz zwischen den beiden Erfassungsmethoden wird von keiner Reaktion der Dreizehenmöwen auf die Windparks des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ ausgegangen. Weder in der Bau- noch in der Betriebsphase gibt es Hinweise auf eine Meidung der Projektflächen durch Dreizehenmöwen.

4.3.7 Seeschwalben (Brandseeschwalbe, Fluss- und Küstenseeschwalbe)

4.3.7.1 Schiffstransekt-Erfassungen

In der **Basisphase** wurden vom Schiff aus nur sehr wenige Sichtungen von Seeschwalben registriert. Die Analyse (Abb. 4.81) zeigt im nicht-parametrischen Test keinen signifikanten Unterschied zwischen den Sichtungsraten der Abstandsklassen gegenüber der Referenzklasse. Das GAM verläuft ebenfalls nicht signifikant. Da in dieser Phase nur wenige Seeschwalben gesichtet wurden, ist die Aussagekraft der Analyse stark eingeschränkt. Schlussfolgerungen können daher nicht gezogen werden, da ein natürlicher Gradient aufgrund der geringen Individuenzahlen nur schwer nachweisbar ist.

Bei der Analyse der **Bauphase** wurden durch die beiden statistischen Verfahren signifikante Ergebnisse ermittelt. Der nicht-parametrische Test zeigt in den Abstandsklassen „0-2 km“ ($p < 0,001$) sowie „2-4 km“ ($p = 0,004$) jeweils höhere Sichtungsraten im Vergleich zur Referenzklasse. Einen ähnlichen Effekt, mit einem lokalen Maximum bei ca. 1 km Entfernung zu den Baustellen, zeigt auch die Modellkurve des signifikanten GAM ($p = 0,025$). Insgesamt deuten beide Analysen auf eine Akkumulation der Seeschwalben an der Grenze der Bauflächen hin. Nach dem nicht-parametrischen Test reicht diese Akkumulation bis in ca. 4 km Entfernung, was im GAM nicht eindeutig erkennbar ist. Innerhalb der Bauflächen scheint die Sichtungsrate nicht unterschiedlich

zu den Sichtungsraten in weiterer Entfernung zu sein. Eine Verringerung der Sichtungsraten in den Eingriffsflächen ist nicht erkennbar.

Wie bereits die Analysen der Bauphase, liefern auch die Auswertungen der Daten der **Betriebsphase** signifikante Ergebnisse. Im nicht-parametrischen Test wurde die Sichtungsraten in der Abstandsklasse „OWP“ als signifikant geringer gegenüber der Referenzklasse ermittelt ($p = 0,001$). Der Verlauf des GAM ist ebenso signifikant ($p < 0,001$) und deutet auf weniger Sichtungen innerhalb der OWPs und etwas mehr Sichtungen im Nahbereich der Windparks bis ca. 2 km hin. Der Verlauf des GAM lässt die Festlegung einer Meidedistanz auf 0,6 km (Intervall zwischen 0,1 und 2,0 km) zu. Der 50 %-Wert wird bereits innerhalb der Windparkfläche erreicht, was darauf hindeutet, dass auch innerhalb der Windparkbereiche regelmäßig Seeschwalben gesichtet werden. Somit deuten sowohl der nicht-parametrische Test als auch das GAM mit der kalkulierten Meidedistanz darauf hin, dass eine Meidung nur die OWP-Bereiche betrifft und höchstens wenige hundert Meter darüber hinaus geht. Nachdem die Tiere im Nahbereich der Windparks eine geringe Akkumulation zeigen, verharren die Sichtungszahlen im weiteren Verlauf auf einem recht konstanten Niveau mit einer Streuung zwischen keiner und sechs Sichtungen je Abstandsband.

Seeschwalben Schiffserfassungen

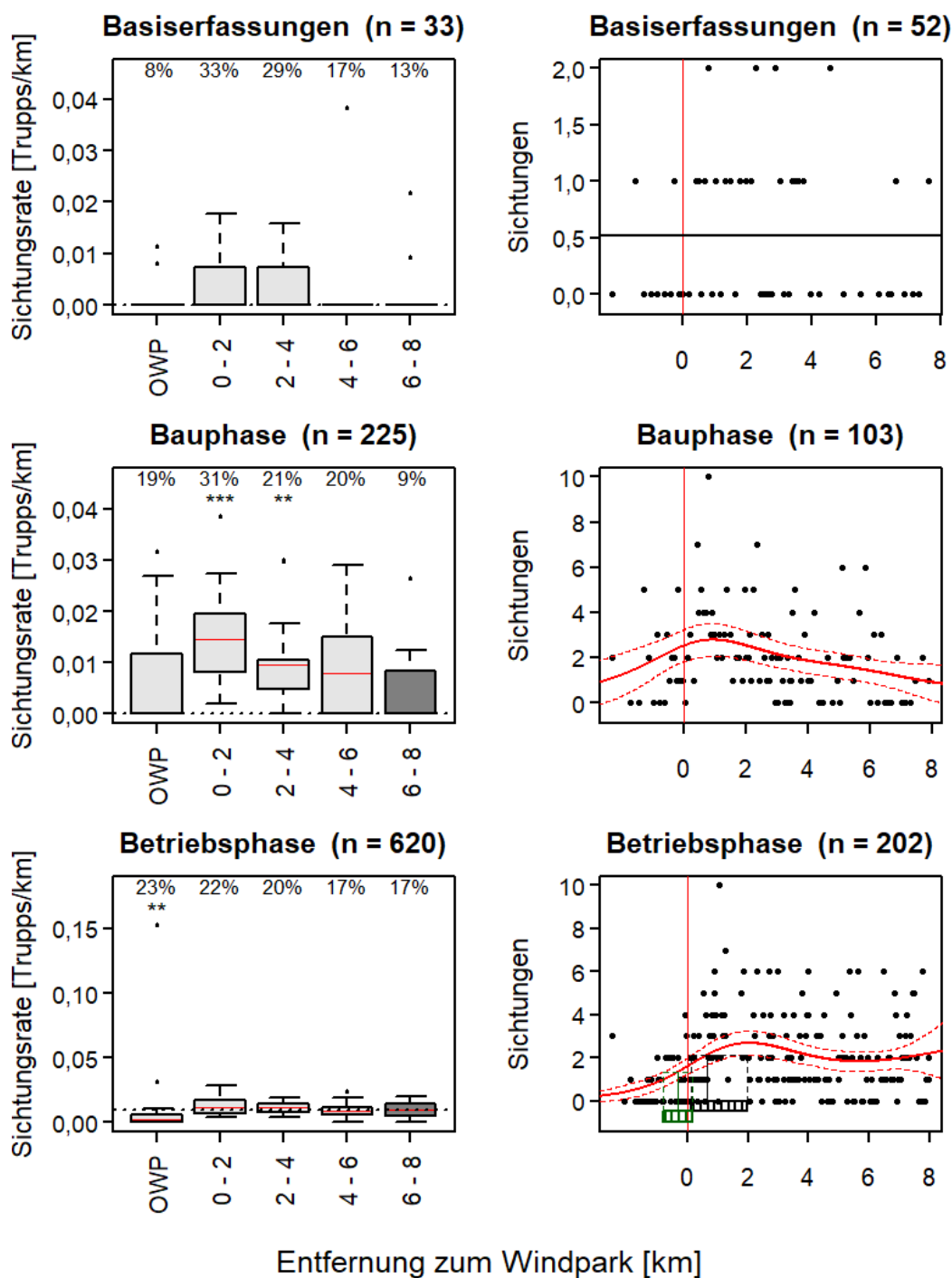


Abb. 4.81 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Seeschwalben anhand der Daten der Schiffstransect-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.

4.3.7.2 Flugtransekt-Erfassungen

Der nicht-parametrische Test für die Daten der Seeschwalben aus den **Basiserfassungen** zeigt für Seeschwalben eine signifikant höhere Sichtungsrates in der Abstandsklasse „4-6 km“ im Vergleich zur Referenzklasse ($p = 0,038$; Abb. 4.82). Das GAM weist keinen signifikanten Verlauf auf. Die Daten weisen eine relativ große Varianz in einzelnen Bereichen auf, so auch in der Abstandsklasse „4-6 km“. Da auch das GAM keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der Verteilung der Seeschwalben und Entfernung zu den Projektflächen aufweist, kann davon ausgegangen werden, dass der ermittelte signifikante Unterschied der Sichtungsrates in der Abstandsklasse 4-6 km durch stochastische Effekte, möglicherweise ausgelöst durch größere Trupps von Seeschwalben, generiert wurde. Auf Grundlage der Analysen der Basiserfassungen kann nicht auf einen natürlichen Gradienten geschlossen werden.

Die Daten der **Bauphase** sind geprägt von einzelnen Bändern hoher Individuenzahlen (vermutlich durch Truppbildung), wie er sich auch schon bei der Heringsmöwe zeigte. Im nicht-parametrischen Test wurde die Sichtungsrates der Abstandsklasse „0-2 km“ als signifikant geringer gegenüber der Referenzklasse festgestellt ($p = 0,002$). Auch der Verlauf des GAM ist signifikant ($p = 0,004$) mit einem lokalen Maximum und sehr breiten Konfidenzintervallen innerhalb der Bauflächen. Dies ist vermutlich auf Randeffekte des Modells, ausgehend von einem Abstandsband hoher Individuenzahlen in der Baufläche, zurückzuführen. Ein weiteres lokales Maximum wurde im Bereich um 5 km festgestellt. Beide lokale Maxima, ausgehend von hohen Individuenzahlen in einzelnen Abstandsbändern, beeinflussen das Modell stark. Eine Interpretation des Einflusses der Bauflächen auf die Verteilung der Seeschwalben ist auf Grundlage dieser Ausreißer kaum möglich. Ein eindeutiges Muster der Seeschwalbenverteilung in Abhängigkeit von den Bauflächen ist auch aufgrund der Ergebnisse des nicht-parametrischen Tests nicht erkennbar.

Der nicht-parametrische Test der **Betriebsphase** zeigt signifikant geringere Sichtungsrates in der Abstandsklasse „OWP“ ($p = 0,002$) und signifikant höhere Sichtungsrates in der Abstandsklasse „0-2 km“ ($p = 0,012$), „2-4 km“ ($p < 0,001$) und „4-6 km“ ($p = 0,015$) im Vergleich zur Referenzklasse. Der Verlauf des GAM ist ebenfalls signifikant ($p < 0,001$). Die Glättungskurve des GAM zeigt einen Anstieg bis etwa 2 km und mündet dort in einem lokalen Maximum gefolgt von einem Abfall der Individuenzahlen, wobei das Modell auf einem höheren Niveau verbleibt als innerhalb der OWP-Flächen. Aufgrund des Modellverlaufs kann eine Meidedistanz auf 1,4 km (Intervall zwischen 0,9 und 2,7 km) festgelegt werden. Bereits mit der Windparkgrenze wurden 50 % der maximal ermittelten Individuen festgestellt. Der Verlauf des Modells sowie der nicht-parametrische Test weisen darauf hin, dass lediglich die Windparkflächen selbst durch Seeschwalben weniger genutzt werden. Im Anschluss kommt es zu einer Akkumulation der Seeschwalben im Bereich um 2 km zu den Windparkflächen.

Da Seeschwalben häufig in Trupps unterschiedlicher Größe vorkommen und entsprechend in größeren Ansammlungen auftreten können, ist eine individuenbasierte Analyse dieser Art möglicherweise stärker durch Ausreißer beeinflusst, was sich auch insbesondere in der Analyse der Bauphase zeigt. Dies schränkt potentiell die Aussagekraft der Analyse der Flugdaten für diese Art ein. Die Analyse der Betriebsphase hingegen zeigt trotz einiger Ausreißer, ähnlich wie bei den Schiffsdaten, geringere Sichtungsrates innerhalb der Windparks und eine Akkumulation im Bereich bis 2 km. Die kalkulierte Meidedistanz von 1,4 km sowie die signifikant geringeren Sichtungsrates in der Abstandsklasse „OWP“ deuten auf eine Meidung der Windparkflächen hin, die auch etwas

über deren Bereich hinausgeht. Dem gegenüber steht die festgestellte Akkumulation der Seeschwalben in den Seegebieten um die Windparks. Zusammenfassend betrachtet ist die Meidung vermutlich auf die Windparkbereiche beschränkt, nur die GAMs deuten anteilig eine weiterreichende Meidung an.

Seeschwalben Flugerfassungen

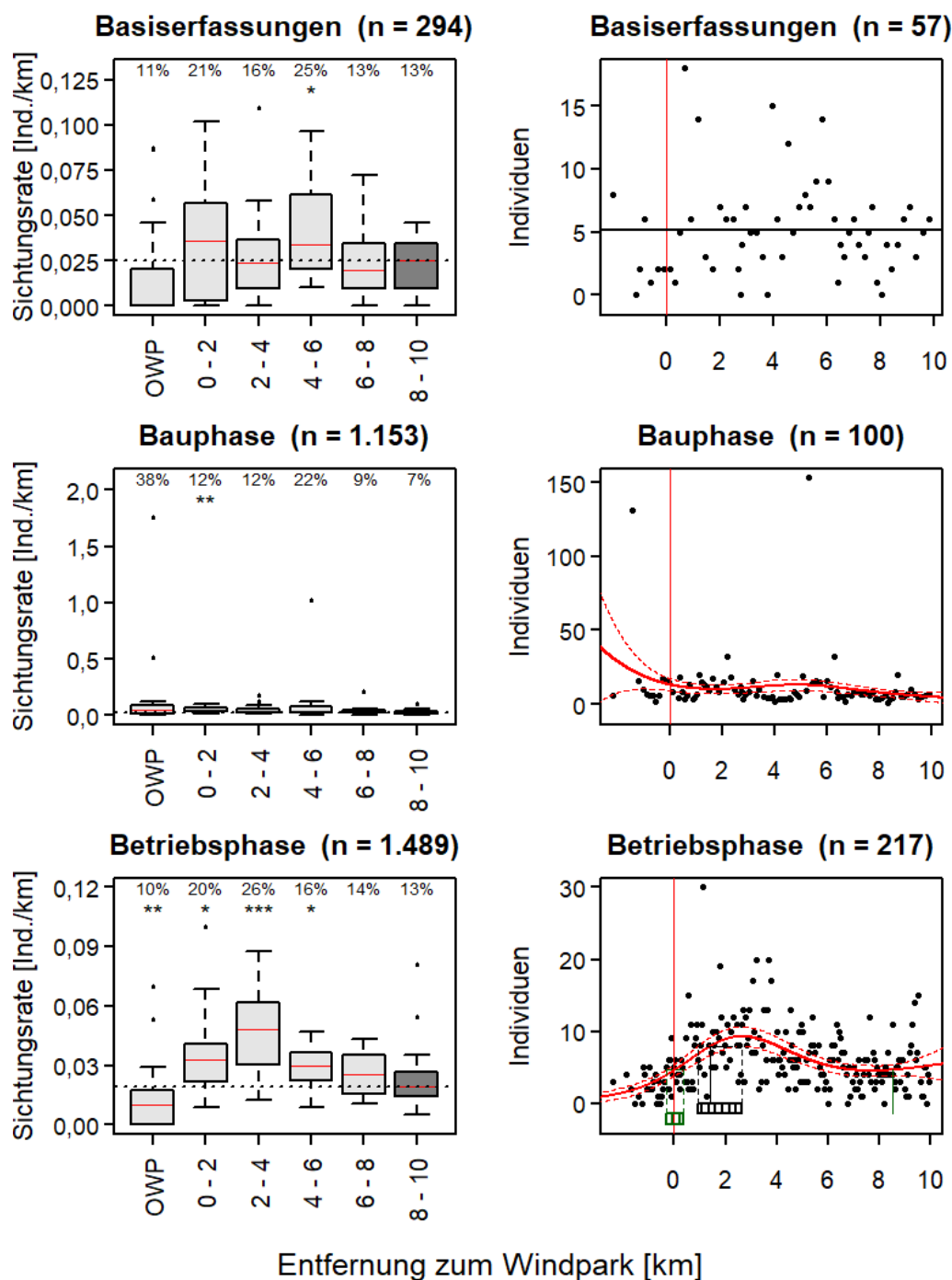


Abb. 4.82 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Seeschwalben anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.

4.3.7.3 Windparkeffekte auf Seeschwalben

Wie bereits in den Vorjahren, zeigen auch die um die Datenbasis des Jahres 2019 erweiterten Analysen eine geringere Nutzung der Windparkflächen in der Betriebsphase. Beide Untersuchungsmethoden (Schiff- und Flugtransekt-Erfassungen) zeigten übereinstimmend für die Betriebsphase, dass am Rande der Windparks bis in wenige Kilometer Abstand höhere Individuenzahlen erfasst wurden. Nach einer Meidung der Windparkbereiche fand im Nahbereich also eine Akkumulation der Seeschwalben statt.

Auch in anderen Untersuchungen wurde Meideverhalten bei dieser Artgruppe festgestellt. So zeigte sich bei ‚alpha ventus‘, dass innerhalb des OWPs weniger Seeschwalben angetroffen wurden als außerhalb (IfAÖ & BioConsult SH 2014). In der Betriebsphase war dieser Effekt signifikant, wobei ein Störradius von etwa 1,5 km angegeben wurde. Bei dieser Artgruppe ist aber die Variation in den Sichtungsraten häufig sehr hoch, was eine statistische Auswertung erschwert. Grundsätzlich ist meist nur ein schwacher Meideeffekt durch die Windparkstrukturen auf Seeschwalben feststellbar.

Wie bereits in den Vorjahren, wird in der vorliegenden Untersuchung für die Seeschwalben ein konstant erhöhtes Vorkommen am Rande der Windparkflächen gezeigt. Dieses Phänomen zeigt sich unabhängig sowohl bei den schiffsbasierten als auch bei den flugbasierten Daten. Auch bei den aktuellen Zugvogelerfassungen wurde ein Gros der Brandseeschwalbe in relativ geringer Entfernung zu den Windparks festgestellt (Avitec 2020). Die damit einhergehenden erhöhten Sichtungsraten zeigen sich in den Modellen als Akkumulation in den Nahbereichen der Windparks. Inwiefern diese Akkumulation auf das Zugverhalten der Seeschwalben entlang von Leitlinien zurückzuführen ist, kann aufgrund der hier durchgeführten Analyse nicht geklärt werden. Eine mögliche Leitlinienwirkung der Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ ist nicht auszuschließen. Zusätzlich zeigen sich sowohl bei den Flug- als auch Schiffstransekt-Erfassungen schwache Meideeffekte der OWP-Flächen, sodass insgesamt von einer geringeren Nutzung der Windparkflächen auszugehen ist.

4.3.8 Alkenvögel (Trottellumme und Tordalk)

Wie bereits in den Vorjahren beschrieben wurde (BioConsult SH et al. 2017, 2018, 2019), war die Verteilung der Alkenvögel im Umweltmonitoring ‚Nördlich Borkum‘ bei den Flugtransekt-Erfassungen vor allem durch den Flug vom 02.04.2016 geprägt. Bei diesem Flug wurden mit 3.336 Individuen mehr als 10% aller bisher im Monitoring mit digitalen Flugtransekt-Erfassungen festgestellten Alkenvögel gesichtet. Während dieser Erfassung wurde eine ungewöhnlich hohe Dichte und eine flächendeckende Verteilung der Alkenvögel festgestellt. Bisher wurde angenommen, dass dieser Flug ein kurzfristiges und einmaliges Ereignis widerspiegelte, im aktuellen Untersuchungszeitraum wurde jedoch erneut ein größeres Vorkommen der Alkenvögel während einer Flugerfassung im Oktober festgestellt (66 % aller Alkenvogelsichtungen im aktuellen Untersuchungszeitraum). Um zu verhindern, dass die Aussage zu möglichen Windpark-Meideeffekten durch Masseneinflüge, die vermutlich nicht das reguläre Verbreitungsmuster der Alkenvögel widerspiegeln, beeinflusst wird, wurde die Gradientenanalyse der Alkenvögel bisher unter Ausschluss der Flugtransekt-Erfassung vom 02.04.2016 durchgeführt. Eine separate Auswertung dieses Fluges wurde bereits im Bericht zum Untersuchungszeitraum 2017 dargestellt und diskutiert, siehe dazu BioConsult SH et al. (2018), die Darstellung der Ergebnisse findet sich außerdem im Anhang dieses Gutachtens (Abb. A. 2). Um zu differenzieren inwiefern das massenhafte Auftreten der Alkenvögel während der Oktobererfassung (30.11.2019) des aktuellen Untersuchungszeitraums die Analyse beeinflusst, werden hier die Ergebnisse der Gradientenanalyse inklusive und exklusive der Daten der Oktobererfassung vergleichend dargestellt.

4.3.8.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Die Analyse der Daten aus der **Basiserfassung** der Schiffstransekt-Erfassungen weist nicht auf natürliche Gradienten innerhalb der Verbreitung der Alkenvögel im Untersuchungsgebiet hin (Abb. 4.83).

In den Schiffsdaten der **Bauphase** wurde mit Hilfe des nicht-parametrischen Tests eine signifikant geringere Sichtungsraten ($p < 0,001$) in der Abstandsklasse „OWP“ gegenüber der Referenzklasse ermittelt. Die hieran anschließenden Abstandsklassen zeigen steigende Sichtungsraten, die Abstandsklasse „4-6 km“ weist signifikant höhere Sichtungsraten als die Referenzklasse auf ($p = 0,047$). Wie bereits im Vorjahr, zeigt sich auch durch die Datengrundlage der diesjährigen Analyse ein signifikanter Verlauf des GAM ($p < 0,001$). Die Glättungskurve erreicht bei etwa 4 km ein lokales Maximum, die Sichtungsraten innerhalb der Bauflächen waren geringer. Aufgrund des Modellverlaufs kann eine Meideentfernung auf 1,7 km Entfernung (Intervall zwischen 0,8 und 3,9 km) festgelegt werden. Auch innerhalb der Bauflächen sind die Sichtungsraten der Alkenvögel recht hoch, sodass bereits 50 % der Alkenvögel innerhalb der Flächen festgestellt wurden. Insgesamt wird für die Bauphase durch beide Analysemethoden eine geringere Nutzung der Bauflächen durch Alkenvögel festgestellt. Eine darüber hinausgehende Meidereaktion ist durch recht hohe Sichtungsraten der Alkenvögel in den Randbereichen nicht eindeutig festzustellen.

Für die Erfassungen der **Betriebsphase** liefern sowohl der Wilcoxon-Test als auch das GAM signifikante Ergebnisse. Die signifikant niedrigeren Sichtungsraten in den Abstandsklassen „OWP“ und „0-2 km“ (jeweils $p < 0,001$) und „2-4 km“ ($p = 0,005$) weisen auf eine Meidung dieser Bereiche durch Alkenvögel hin. Auch der Verlauf des GAM ist signifikant ($p < 0,001$) mit deutlich geringeren

Sichtungsraten innerhalb der Windparkflächen. Im Vergleich zur Vorjahresanalyse zeigt sich zwar erneut ein kontinuierlicher Anstieg, dieser war aber weniger steil als im Vorjahr und ist somit eher vergleichbar mit den Ergebnissen aus dem Untersuchungsjahr 2017. Im Gegensatz zu 2017 wurden im aktuellen Untersuchungszeitraum kontinuierlich steigende Sichtungsraten festgestellt, während 2017 ab etwa 4 km eine Sättigung der Sichtungszahlen zu verzeichnen war. Aufgrund des Kurvenverlaufs kann kein genauer Meideabstand angegeben werden. Beruhend auf den Ergebnissen des nicht-parametrischen Tests muss aber, wie im Vorjahreszeitraum, von einem relativ weitreichenden Effekt ausgegangen werden. Da die Sichtungsraten der Abstandklassen bis 4 km unter denen der Referenzklasse lagen und der Anstieg des GAMs kontinuierlich war und kein Plateau erreichte, sollte hier, ebenso wie im Vorjahr, von einem Meideabstand bis 4 km ausgegangen werden.

Aufgrund der diesjährigen Analyse lassen sich sowohl in der Bauphase als auch in der Betriebsphase Meidereaktionen durch Alkenvögel feststellen. Die Sichtungsraten innerhalb der OWPs/Bauflächen waren in beiden Phasen signifikant niedriger als in weiterer Entfernung. Auch die Modellkurven der GAMs zeigten eine eindeutige Meidereaktion, die sich auf die Windparks bzw. die Bauarbeiten zurückführen lässt. Während in der Bauphase von einer Meidung mindestens der Baubereiche ausgegangen werden muss, stellen sich in der Betriebsphase weiterreichende Meidereaktionen bis mindestens 4 km dar. Die Ergebnisse stimmen damit mit den Ergebnissen des Vorjahres überein.

Alkenvögel

Schiffserfassungen

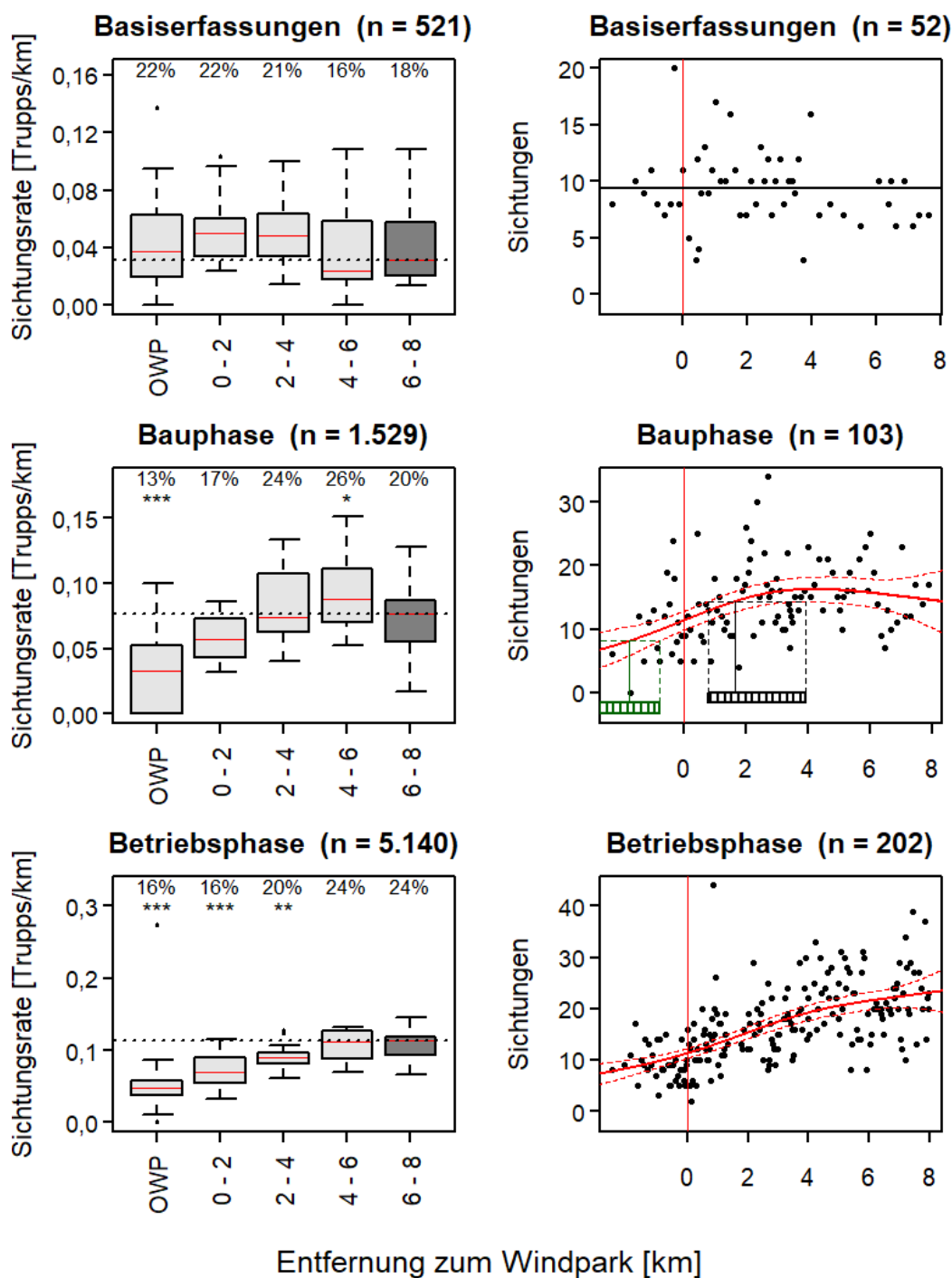


Abb. 4.83 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Alkenvögel anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.

4.3.8.2 Flugtransekt-Erfassungen

4.3.8.2.1 Analyse inklusive der Erfassung vom 30.10.2019

Die Analyse der **Basiserfassung** der Flugtransekt-Erfassungen zeigt signifikant höhere Sichtungsraten in den Abstandsklassen „0-2 km“ ($p = 0,050$), „2-4 km“ ($p = 0,015$) und „6-8 km“ ($p = 0,018$) im Vergleich zur Referenzklasse. Das GAM ist nicht signifikant. Ein klarer natürlicher Gradient ist daher trotz einer hohen Variabilität und etwas geringerer Sichtungsraten in der Referenzklasse nicht zu erkennen (Abb. 4.84).

Die Analyse der **Bauphase** ist ähnlich unspezifisch wie die der Basisuntersuchungen. Im nicht-parametrischen Test liegen die Sichtungsraten in den Abstandsklassen „0-2 km“ und „4-6 km“ ($p = 0,004$) signifikant über der in der Referenzklasse. Das GAM ist nicht signifikant. Ein klarer Gradient ist nicht zu erkennen. Insgesamt sind die Sichtungsraten/Individuenzahlen über den betrachteten Bereich bis 10 km relativ konstant, streuen aber deutlich um den Mittelwert von 25 Individuen.

Der nicht-parametrische Test der Daten der **Betriebsphase** gibt aufgrund der signifikant geringeren Sichtungsraten in der Abstandsklasse „OWP“ ($p < 0,001$) und dem folgenden Anstieg der Individuenzahlen deutliche Hinweise auf eine Meidung der Windparkflächen. Der Anstieg der Sichtungsraten gipfelt in der Abstandsklasse „2-4 km“, in der signifikant höhere Sichtungsraten im Vergleich zur Referenz festgestellt wurden ($p = 0,008$). Im Anschluss sinken die Sichtungsraten wieder ab und wurden in der Abstandsklasse „4-6 km“ als signifikant geringer im Vergleich zur Referenz festgestellt ($p = 0,015$). Der nicht-parametrische Test deutet somit eine Meidung der Windparkbereiche mit einer Akkumulation der Alkenvögel in der näheren Umgebung bis etwa 4 km an. Der Verlauf des GAM ist signifikant ($p < 0,001$). Hier deutet sich bei etwa 3,5 km ein lokales Maximum an, gefolgt von einem weiteren Absinken der Modellkurve. Aufgrund des Kurvenverlaufs konnte eine geschätzte Meidedistanz bei 2,4 km (Intervall zwischen 1,9 und 3,5 km) festgelegt werden. Der 50 %-Wert wurde bereits innerhalb der Windparkbereiche festgestellt, was darauf hindeutet, dass auch in den Windparks recht viele Alkenvögel erfasst wurden. Beide Analysen der Betriebsphase zeigen einen klaren Zusammenhang der Verteilung der Alkenvögel mit der Entfernung zu den Windparks bis in etwa 4 km. Während aufgrund des GAM von einer Meidung bis etwa 2,4 km über die Windparkgrenzen hinaus ausgegangen werden kann, ist dies im Gegensatz zum Vorjahr im nicht-parametrischen Test nicht eindeutig erkennbar. Die recht große Streuung innerhalb der Abstandsklasse „0-2 km“ deutet nicht auf einen über die Windparkgrenzen hinausgehenden Effekt hin. Auf Grundlage der Analyse der Betriebsphase kann daher nicht eindeutig auf eine weiterreichende Meidung geschlossen werden, ein klarer Effekt ist nur für die Windparkbereiche selbst erkennbar. Dieser ist allerdings sowohl bei der Analyse der Schiffsdaten als auch der Flugdaten eindeutig.

Alkenvögel

Flugerrfassungen

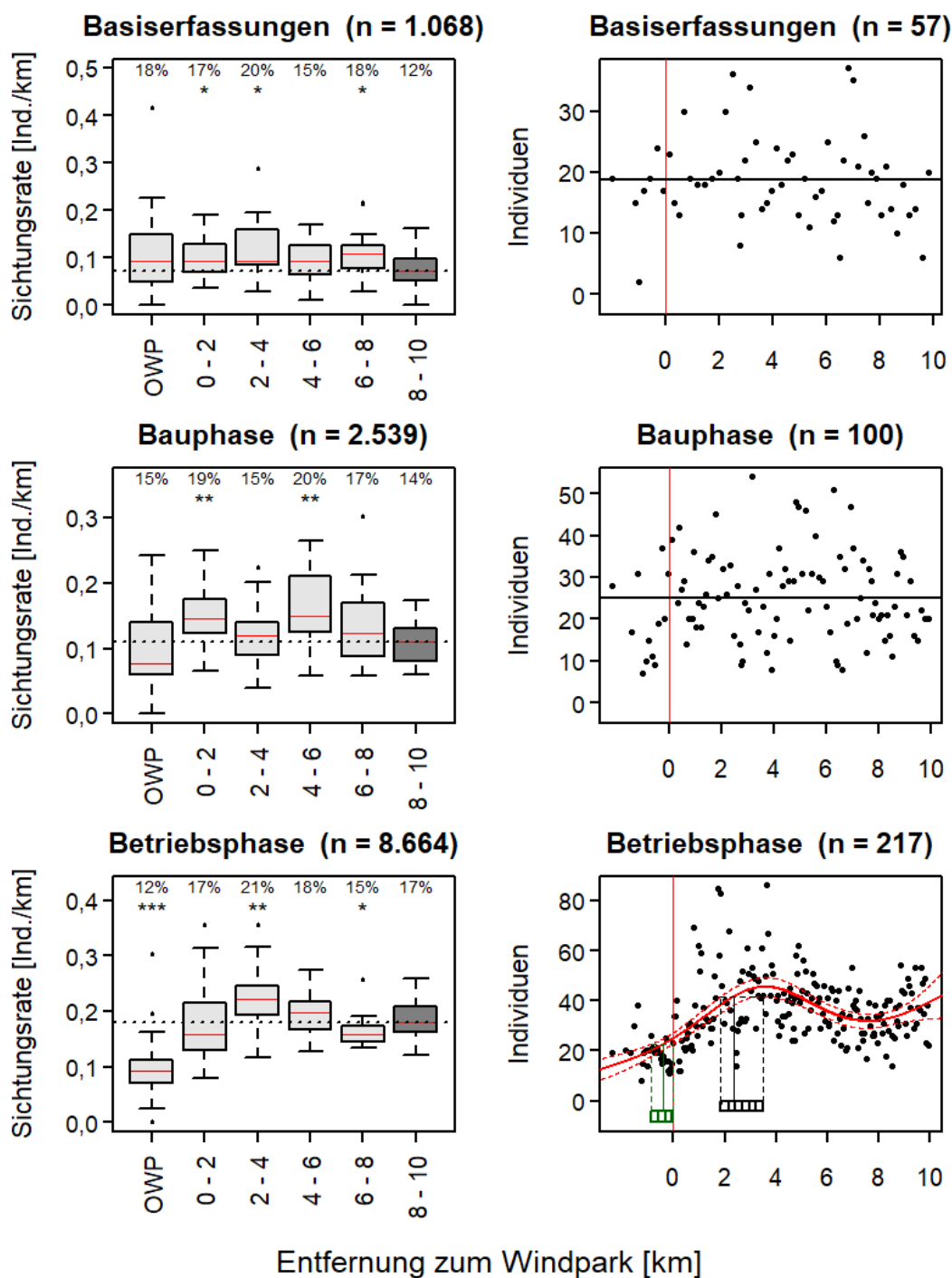


Abb. 4.84 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Alkenvögel anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Dargestellt sind die Flüge ohne den Flug vom 02.04.2016. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.

4.3.8.2.2 Analyse exklusive der Erfassung am 30.10.2019

Durch den Ausschluss der Erfassung vom Oktober 2019 ändert sich die Datengrundlage der **Basiserfassungen** nicht.

Auch die Datengrundlage der **Bauphase** ist nur in geringem Maße durch die Erfassung im Oktober 2019 beeinflusst, da ein wesentlicher Teil der Windparks bereits in Betrieb war (Abb. 4.85). Entsprechend ändert sich die Aussage der Analyse kaum gegenüber der Analyse inklusive der Erfassung vom 30.10.2019. Ein klarer Gradient ist nicht erkennbar. Insgesamt sind die Sichtungsraten/Individuenzahlen über den betrachteten Bereich bis 10 km relativ konstant, streuen aber deutlich um den Mittelwert von 25 Individuen.

Den größten Einfluss hat die Oktoberererfassung auf die Analyse der **Betriebsphase** (Abb. 4.85). Ohne die Erfassung reduziert sich die zugrundeliegende Individuenzahl um knapp 2.700 Alkenvögel ($n = 8.664$ Ind. in Abb. 4.84 gegenüber $n = 5.976$ Ind. in Abb. 4.85), während sich die Anzahl der Datenpunkte im GAM nur leicht durch die veränderte Zusammenfassung der Bänder ändert ($n = 217$ bzw. $n = 222$). Durch den Ausschluss des Oktoberfluges stellen sich die Ergebnisse der Analyse anders dar. Während die Abstandsklasse „2-4 km“ im nicht-parametrischen Test keinen signifikanten Unterschied zur Referenz aufweist, liegt die Sichtungsrate der anderen Klassen jeweils signifikant unter der der Referenzklasse. Während die Sichtungsraten in den Abstandsklassen „OWP“ und „0-2 km“ deutlich geringere Sichtungsraten zeigen ($p < 0,001$), ist der Unterschied in den Abstandsklassen „4-6 km“ ($p = 0,006$) und „6-8 km“ ($p = 0,039$) geringer. Das GAM weist einen signifikanten Verlauf auf ($p < 0,001$), die Festlegung von Meidungsabständen ist jedoch nicht möglich. Insgesamt ist die im vorherigen Kapitel (Kap. 4.3.8.2.1) erfasste Meidung der Windparkbereiche auch mit der hier analysierten Datenbasis erkennbar; der nicht-parametrische Test deutet aber auf eine weiterreichende Meidung bis mindestens 4 km hin, was mit der Analyse der Vorjahre übereinstimmt. Auf Grundlage des GAM kann keine weiterführende Aussage getroffen werden. Der Vergleich der Analysen deutet darauf hin, dass bei der Flugerfassung im Oktober 2019 Alkenvögel hauptsächlich in den näher an den Windparks gelegenen Bereichen festgestellt wurden. Insgesamt waren die Dichten hier im Vergleich zur Referenz weniger stark unterschiedlich und lagen teilweise auch höher. Der Unterschied ist insbesondere durch die stärkere Streuung in der Abstandsklasse „0-2 km“ ersichtlich. Inwiefern die erhöhten Dichten in den Nahbereichen der Windparks durch das erhöhte Vorkommen der Alkenvögel bedingt ist bzw. ob die erhöhten Dichten zu einer Verringerung der Meidungsdistanz führen, kann hier nicht abschließend geklärt werden. Jedoch deutete sich auch bei der Analyse des Aprilfluges aus dem Jahr 2016 (Abb. A. 2) eine verstärkte Nutzung der Windparks sowie deren Umgebung an (BioConsult SH et al. 2018).

Alkenvögel Flugerfassungen

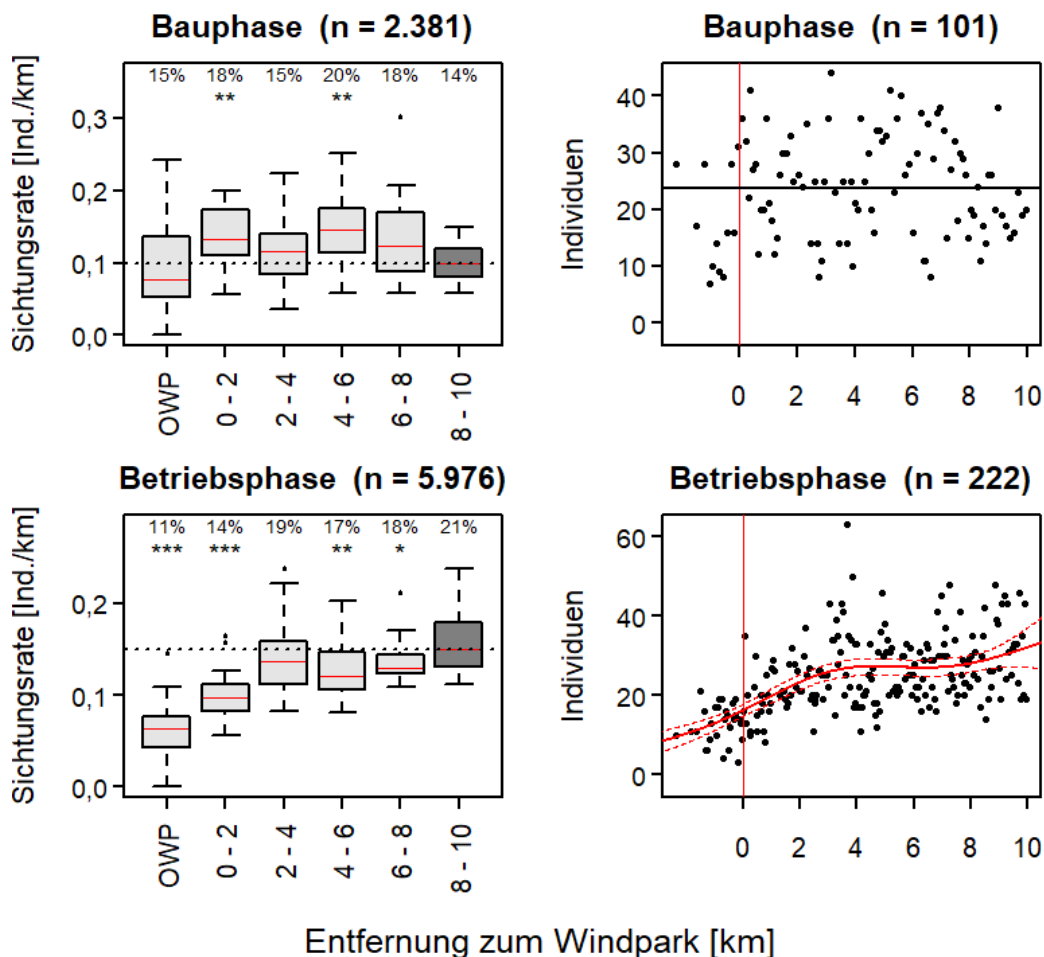


Abb. 4.85 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Alkenvögel anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Dargestellt sind die Flüge ohne die Flugerfassungen vom 02.04.2016 und 30.10.2019. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.

4.3.8.3 Windparkeffekte auf Alkenvögel

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen zeigte sich eine Meidereaktion der Alkenvögel auf die OWPs im Bau. Diese war bei den Daten der Flugtransekt-Erfassungen nicht ersichtlich. In einer konservativeren Einschätzung sollte aufgrund der Ergebnisse dennoch von einer geringeren Nutzung der Windparkbereiche durch Alkenvögel ausgegangen werden. Darüber hinaus wurde während der Betriebsphase sowohl bei den Schiffstransekt- als auch bei den Flugtransekt-Erfassungen eine Meidereaktion festgestellt. Lediglich die Effektstärke war unterschiedlich und fiel bei den Schiffstransekt-Erfassungen mit 4 km stärker aus als bei den Flugtransekt-Erfassungen (mindestens die Windparkbereiche betreffend). Während auf Grundlage der Analyse des Vorjahreszeitraums noch eine Meidung bis mindestens 2 km Entfernung zu den in Betrieb befindlichen Windparks angenommen wurde, sollte aufgrund der Ergebnisse der Flugtransekt-

Erfassungen und mit recht hohen Sichtungsraten im Nahbereich der Windparks nur noch eine Meidung der Windparkbereiche selbst angenommen werden, eine darüber hinausreichende Meidung ist zumindest auf Grundlage der Daten der Flugtransekt-Erfassung nicht ersichtlich. Zu berücksichtigen ist aber, dass die Sichtungsraten der Alkenvögel im Nahbereich einer großen Varianz unterliegen. Im aktuellen Untersuchungszeitraum unterscheiden sich somit die Ergebnisse der Analysen auf Grundlage der Daten aus Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen stärker als in den vorherigen Erfassungszeiträumen. Dieser Unterschied kann möglicherweise auf die individuenbasierte Analyse der Flugdaten einerseits und die sichtungsbasierte Analyse der Schiffsdaten andererseits zurückzuführen sein. Die vergleichende Analyse der Datenbasis mit bzw. ohne die Flugerfassung vom 30.10.2019 deutet aber auch darauf hin, dass einzelne Erfassungen mit hohen Individuenzahlen die Analyse stark beeinflussen und das massenhafte Auftreten der Alkenvögel großen Einfluss auf deren Verteilung im Untersuchungsgebiet ausüben. Dieser Effekt zeigt sich dann auch in den phasenweise (Bau, Betrieb) aggregierten Daten. Stärkere Einflüge von Alkenvögeln, wie es im Oktober 2019 bzw. April 2016 der Fall war, beeinflussen die Verteilung der Alkenvögel im Untersuchungsgebiet stark. Dies zeigt sich vor allem dadurch, dass die Erweiterung der Datenbasis um diese Flüge (vgl. Abb. 4.84 und Abb. 4.85 bzw. BioConsult SH et al. (2018)) das Ergebnis der Gradientenanalyse verändert. Wenn die Alkenvögel auch während solcher Einflugereignisse eine ähnliche Verteilung zeigen würden, wie sie es im „regulären“ Vorkommen tun, sollte sich das Ergebnis der Analyse durch die Erweiterung der Datenbasis nicht verändern, sondern lediglich die Datengrundlage (n) erhöht sein. Dies deutete darauf hin, dass es einen dichte-basierten Effekt in der Verteilung der Alkenvögel gegenüber der Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ gibt. Inwiefern die temporäre, deutliche Erhöhung der Dichten eine Veränderung des Meideverhaltens der Alkenvögel durch einen eintretenden Dichteeffekt bedingt, bleibt offen. Insgesamt ist aber die Meidung der Windparkbereiche auf Grundlage beider Analysen eindeutig erkennbar, eine darüber hinausgehende Meidung kann nicht ausgeschlossen werden.

Die auf Grundlage der Erweiterung der Datenbasis um das aktuelle Untersuchungsjahr 2019 erfassten Ergebnisse der Flugtransekt-Erfassungen unterscheiden sich etwas stärker von den Ergebnissen anderer Forschungsvorhaben als in den Vorjahren. So fand das Forschungsprogramm StUKplus dennoch übereinstimmend mit den Ergebnissen der Schiffstransekt-Erfassungen der aktuellen Erfassungen unterdurchschnittlich viele Alkenvögel bis 2,4 km um den OWP ‚alpha ventus‘ und eine lineare Zunahme im Bereich bis 5 km um den Windpark (Mendel et al. 2015). Auch andere Untersuchungen stellten Meideeffekte fest. Die Untersuchungen bei ‚Horns Rev I‘ wiesen auf ein Meideverhalten gegenüber OWPs hin (Petersen et al. 2006). Skov et al. (2008) stellten bei Flugzeugzählungen keine Alkenvögel innerhalb des Windparks ‚Horns Rev I‘ fest. Eine Studie am OWP ‚Horns Rev II‘ deutet auf eine nahezu vollständige Meidung der Windparkfläche durch Alkenvögel hin (Petersen et al. 2014), allerdings wurden die Daten für diese Art nicht statistisch ausgewertet. Die Ergebnisse von Skov und Petersen sind vergleichbar mit den hier durchgeführten Analysen der Flugtransekt-Erfassungen. Eine signifikante Meidung bis zu 3 km Abstand wurde auch beim OWP ‚Bligh Bank‘ festgestellt (Vanermen et al. 2015). Beim OWP ‚Lincs‘ wurde eine Meidung bis etwa 4 km ermittelt (Webb et al. 2015). Abweichend von den Beobachtungen an den oben genannten Windparks wurde am niederländischen Windpark ‚Egmond aan Zee‘ kein ausgeprägtes Meideverhalten von rastenden Trottellummen und Tordalken gegenüber dem Windpark beobachtet (Lindeboom et al. 2011). Bei fliegenden Tieren gab es jedoch Hinweise auf eine Meidung.

Der hier ermittelte konservative Meideabstand, der sich auf die Windparkbereiche beschränkt, stellt im Vergleich zu anderen Studien an Windparkprojekten (s. o.) einen eher geringen Meideabstand dar. Es gibt jedoch auch Hinweise auf eine weiterreichende Meidung und der Meideabstand bei den Schiffstransekt-Erfassungen mit 4 km liegt eher an der oberen Grenze der aus der Literatur bekannten Meideabstände. Die Daten zeigen jedoch auch übereinstimmend ein regelmäßiges Vorkommen von Alkenvögeln innerhalb der Windparkflächen. Insgesamt sind die hier festgestellten Ergebnisse der Reaktion der Alkenvögel auf die Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ vergleichbar mit bereits bekannten Meidedistanzen aus anderen Gebieten.

5 DISKUSSION

5.1 Methodenkritik

5.1.1 Vergleich der Rastvogeldichten zwischen Erfassungsmethoden und Untersuchungszeiträumen

Unterschiede in den Ergebnissen zwischen den einzelnen Erfassungen und Untersuchungsjahren können durch verschiedene Faktoren entstehen. Die Verteilung der Tiere kann in Abhängigkeit von Jahreszeit, Wetterbedingungen, Nahrungsverfügbarkeit und anderen biologischen und anthropogenen Faktoren stark variieren. Da zudem die Bestandserfassungen nur jeweils eine Momentaufnahme der Arten im Untersuchungsgebiet repräsentieren, kann es durch zufällige Fluktuationen ebenfalls zu abweichenden Schätzungen des Bestandes kommen. Durch die hier durchgeführte großflächige und langjährige Bestandserfassung können diese Einflüsse verringert werden.

Daten, die mit der gleichen Erfassungsmethode (Schiff oder Flug) erhoben wurden, sind grundsätzlich besser miteinander vergleichbar. Allerdings lassen Unterschiede in den Rastvogeldichten zwischen den Erfassungsjahren auch bei gleicher Methodik nur bedingt eine Aussage über mögliche Einflüsse der OWPs zu, da diese auch von stochastischen Fluktuationen verursacht werden können. Außerdem können kleine Stichproben bei seltenen oder sehr mobilen Arten zu hoher Variabilität sowohl zwischen einzelnen Erfassungen innerhalb eines Jahres oder Monats als auch zwischen den Erfassungsjahren führen.

Das Schiffs-Untersuchungsgebiet war in allen sieben Untersuchungsjahren identisch hinsichtlich Größe und Lage, und die Erfassungen fanden mit der gleichen Methodik statt. Erfassungen vom Schiff aus können im Gegensatz zu Flugtransekt-Erfassungen auch bei etwas widrigeren Wetterbedingungen (nach StUK 4; BSH 2013b) durchgeführt werden, somit werden auch die Vorkommen und Verteilungen der Rastvögel bei Bewölkung, zeitweisem Niederschlag, Wellengang u. ä. mit erhoben. Durch die Anwesenheit der Erfasser vor Ort können Individuen relativ einfach Trupps zugeordnet werden, sodass später eine Auswertung von Vogeltrupps (z. B. bei Möwen) statt Einzelindividuen möglich ist. Obwohl die methodisch genormten Schiffstransekt-Erfassungen inzwischen international als Standard angenommen wurden und als zuverlässig gelten (Garthe & Hüppop 1996, 2000, Camphuysen et al. 2004, Spear et al. 2004), ergeben sich aus der Methodik auch gewisse Nachteile. Das Schiff selbst beeinflusst das Verhalten der Tiere im Umfeld. Besonders scheue Arten wie Seetaucher und Meeresenten werden durch das herannahende Schiff oft frühzeitig verschreckt, während Schiffsfolger, zu denen viele Möwenarten gehören, vom Untersuchungsschiff angelockt werden können. Zusätzlich müssen die Daten zur Dichteberechnung einer Fehlerkorrektur unterzogen werden, da die Sichtungswahrscheinlichkeit der Vögel in Abhängigkeit vieler verschiedener Faktoren (Seegang, Lichtverhältnisse, Größe und Färbung der Vögel, Verhaltensweisen, etc.) mit steigender Distanz zum Beobachter abnimmt. Diesem Umstand wird Rechnung getragen, indem die Vögel, die schwimmend innerhalb von 300 m back- und steuerbords erfasst wurden, mit standardisierten und in der Literatur veröffentlichten artspezifischen Korrekturfaktoren multipliziert werden (siehe Methodenbeschreibung 3.1.1).

Anders als das Schiffs-Untersuchungsgebiet, wurde das Flug-Untersuchungsgebiet ab Februar 2018 verändert, um den Erfassungsaufwand im Bereich der Windparks zu erhöhen. Daher reduzierte sich die Ausdehnung des Untersuchungsgebiets von 4.116 km² auf 3.813 km², wobei insbesondere die Ausdehnung nach Süden verringert wurde, sodass die Transekte nicht mehr bis an die Ostfriesischen Inseln heranreichen. Gleichzeitig wurde durch Zwischentransekte im Bereich der Windparks die Transektstrecke von 1.104 km auf 1.250 km erhöht. Durch die Reduzierung der Transektlänge im Süden werden Hauptverbreitungsgebiete küstennah vorkommender Arten nun nicht mehr abgedeckt. Dies betrifft hauptsächlich die Meeresenten (v. a. Trauerenten), die bei den aktuellen Erfassungen in deutlich geringeren Individuenzahlen festgestellt wurden. Im ersten Jahr der Clusteruntersuchung (2013) wurden Flugtransekt-Erfassungen noch konventionell durchgeführt, d. h. an Bord des Flugzeugs waren erfahrene Beobachter, die nach einer standardisierten Methode alle Beobachtungen von Vögeln registrierten. Bei konventionellen Flügen beträgt die Flughöhe nur ca. 80 m. Einige Arten wie Trauerenten und Seetaucher reagieren häufig mit Flucht auf die tieffliegenden Flugzeuge der visuellen Erfassungen. Dies führt nicht nur zu unterschiedlichen Dichteabschätzungen aufgrund der unterschiedlichen Detektierbarkeit einiger Arten, sondern beeinflusst auch die Artbestimmung. Bei konventionellen Flügen können Seetaucher und Alkenvögel häufig nicht auf Artniveau bestimmt werden. Daher wurden die Daten der konventionellen Flugtransekt-Erfassungen für detaillierte Analysen und Dichtevergleiche zwischen den Erfassungsjahren nicht herangezogen. In den nachfolgenden Jahren der Untersuchung (2014 - 2018) wurde eine digitale Flugtransekt-Erfassungsmethode angewendet. Mit der Umstellung der Flugtransekt-Erfassungsmethode auf digitale Flüge ergab sich eine Reihe von Verbesserungen. So beträgt die Flughöhe jetzt 549 m, wodurch eine Störung der Rastvogelbestände beim Überflug i.d.R. verhindert wird. Zusätzlich können durch die große Flughöhe die Windparkflächen auch nach der Fertigstellung der Windparks weiter beflogen werden. Da bei digitalen Flügen nicht mehr für die weiter vom Flugzeug entfernten Beobachtungen korrigiert werden muss (Distance Sampling), ist eine wesentlich genauere Dichtebestimmung möglich. Die durch die Anwendung von Distance Sampling bestimmte Streifenbreite der Erfassungen von ca. 240 m (bei beidseitiger Erfassung während der visuellen Flüge) stieg auf 544 m ohne Distance Sampling bei den Digitalflügen an. Dadurch wird bei gleichem Transektabstand eine höhere Abdeckung des Untersuchungsgebietes erreicht, was zu einer genaueren Erfassung der Bestände führt. Außerdem lässt die hohe Auflösung des Bildmaterials häufig eine Bestimmung auf Artniveau zu. Bei den digitalen Flugtransekt-Erfassungen war der Anteil auf Artniveau bestimmter Individuen meist sehr hoch (> 80 %). Bei einigen Arten, z. B. Trottellumme/Tordalk oder Fluss-/Küstenseeschwalbe, ist die Bestimmungsrate allerdings deutlich geringer als bei Schiffstransekt-Erfassungen, sodass Dichtevergleiche zwischen Schiff und Flug besser auf Artgruppenniveau erfolgen sollten. Die Ergebnisse der Flugtransekt-Erfassungen der Jahre 2018 und 2019 sind aufgrund des veränderten Transektdesigns nur eingeschränkt mit jenen der Vorjahre 2014, 2015, 2016 und 2017 vergleichbar, während die Vergleichbarkeit zum Jahr 2013 durch den Methodenwechsel zusätzlich erschwert wird.

Durch die unterschiedlichen Erfassungsmethoden (Schiffs- oder Flugtransekt-Erfassungen) können Unterschiede auch innerhalb eines Erfassungszeitraums entstehen. Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen haben unterschiedliche Vor- und Nachteile, beide Methoden ergänzen sich aber gegenseitig. Generell wird davon ausgegangen, dass beide Methoden eine korrekte Schätzung der Anzahl vorhandener Individuen sowie deren Verteilung in den Untersuchungsgebieten wiedergeben (Camphuysen et al. 2004). Ein wichtiger Faktor ist die unterschiedliche Größe und

Lage der Untersuchungsgebiete zwischen Flug und Schiff. Das Schiffs-Untersuchungsgebiet wird seit Jahren ohne größere Veränderungen in einer relativ eng begrenzten Fläche um das Clustergebiet befahren (1.865 km²) und reicht nicht an die 12-Meilen-Zone im Süden heran. Das Fluggebiet ist, auch nach der Transektänderung seit Februar 2018, deutlich größer. Bis einschließlich Januar 2018 erstreckte es sich auch deutlich weiter nach Süden, bis in küstennahe Bereiche vor den Ostfriesischen Inseln. Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden daher bis zum Untersuchungsjahr 2017 auch Arten registriert, welche hauptsächlich in küstennahen Bereichen auftreten bzw. Flachwasserbereiche zur Nahrungssuche benötigen (z. B. Trauerente). Diese Arten sind in den Offshore-Bereichen meist nur in geringer Zahl anzutreffen und wurden daher bei den Schiffstransekt-Erfassungen und auch bei den diesjährigen Flugtransekt-Erfassungen deutlich weniger registriert. Darüber hinaus werden Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zumeist nicht parallel, sondern an unterschiedlichen Terminen im Monat durchgeführt, was besonders in den Zugzeiten zu stark abweichenden Beständen in den durch beide Methoden abgedeckten Gebieten führen kann (z. B. bei Zwergmöwen).

Weiterhin sind die unterschiedlichen Erfassungszeiträume der Flugtransekt-Erfassungen zu beachten: so wurden die Untersuchungen im Jahr 2013 (4 Flüge) nur im Sommerhalbjahr durchgeführt, die Untersuchungen 2014 (8 Flüge), 2015 (9 Flüge), 2016 (9 Flüge), 2017 (9 Flüge), 2018 (8 Flüge) und 2019 (8 Flüge) dagegen umfassten mehrere Jahreszeiten. Entsprechend ist die Erfassung der saisonalen Dichten teilweise gar nicht, nur durch einen oder durch mehrere Flüge abgedeckt. Besonders für Arten, die das Gebiet als Überwinterungshabitat nutzen, können dadurch große Unterschiede in den Individuenzahlen entstehen, da diese im Sommerhalbjahr kaum im Untersuchungsgebiet vorkommen.

5.1.2 Auswertung der Auswirkung von Bau und Betrieb

Eines der wesentlichen Ziele des StUK4 (BSH 2013b) ist die Beantwortung der Frage nach möglichen Effekten der OWPs auf das Vorkommen und die Verteilung von Rastvögeln auf dem Meer. Das ursprüngliche statistische Konzept zur Identifizierung potentieller Effekte war die Anwendung des sogenannten BACI-Ansatzes (Before-After-Control-Impact; StUK 4; BSH 2013b). Da wesentliche Grundvoraussetzungen für einen BACI-Ansatz mittlerweile nicht mehr gegeben sind (z. B. das Vorhandensein einer unbeeinflussten, aber in ihrer Grundausstattung und Vogelverteilung mit dem Eingriffsgebiet vergleichbaren Referenzfläche in räumlicher Nähe), kann dieser Ansatz nicht mehr angewandt werden. In der vorliegenden Untersuchung wurde daher der Vergleich von Sichtungen bzw. Sichtungsraten in Abhängigkeit zur Distanz zu den OWPs im Rahmen einer separaten Auswertung (Gradientenanalyse) betrachtet.

Das Transektdesign zur Rastvogelerfassung ist darauf ausgerichtet eine möglichst große Fläche zu erfassen. Der Erfassungsaufwand ist daher innerhalb der relevanten Gebiete (Bauflächen oder Windparks) insgesamt relativ gering. Dies erschwert eine statistisch belastbare Auswertung zu möglichen Vertreibungs- und/oder Anlockeeffekten durch die Existenz der Windparks. Daher wurde zur Verbesserung der Effortabdeckung in diesen Bereichen das Transektdesign der Flugtransekt-Erfassungen angepasst. Durch Zwischentransekte wurde in diesen Bereichen der Erfassungsaufwand erhöht und somit die Auflösung der Analyse verbessert.

Der Erfassungsaufwand innerhalb der Windparks ist in diesem Projekt zusätzlich durch den Zusammenschluss mehrerer Windparks zu einem „Cluster“ erhöht. Somit kann der Effort innerhalb der Windparkflächen soweit summiert werden, dass dadurch statistisch robustere Aussagen über den Effekt von (mehreren) Windparks möglich sind. Gleichzeitig besteht bei Windpark-Clustern aber die Schwierigkeit, dass benachbarte Windparks meist nicht zeitgleich errichtet werden. Da die unterschiedlichen Effekte durch Bau und Betrieb räumlich voneinander getrennt betrachtet werden, müssen überlappende Bereiche aus der Analyse ausgeschlossen werden, was zu einer Reduzierung des Datensatzes führt.

Bei der Untersuchung der Auswirkungen von Bau und Betrieb von OWPs auf das Vorkommen der Rastvögel muss ebenfalls beachtet werden, dass monokausale Zusammenhänge meist nur schwer zu ermitteln sind. Daher wurden bei der hier durchgeführten Analyse zunächst die Sichtungsraten von Rastvögeln in verschiedenen Abstandsklassen zu den OWP-Flächen mit einer weiter vom OWP entfernten Referenzklasse verglichen, um in einem folgenden Schritt die Anzahl von Sichtungen pro Abstandsband zur Windparkgrenze im Rahmen eines GAM zu modellieren. Somit wurde die hier durchgeführte Gradientenanalyse auf zwei Schritten aufgebaut um mögliche Meideabstände besser bewerten und eingrenzen zu können. Mögliche methodische Unzulänglichkeiten einer einzelnen Methode sollen dadurch reduziert werden. Jedoch zeigt sich bei der Analyse einzelner Arten/Artgruppen, dass die Analyse dennoch durch singuläre Ereignisse (Fischereifahrzeuge beeinflussen die Verteilung von *Larus*-Möwen) beeinträchtigt werden kann. Dies muss bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

Durch die Analyse grober Abstandsklassen als ersten Analyseschritt, soll der Einfluss von hoher stochastischer Variabilität auf die Verteilung der Rastvögel im Raum kenntlich gemacht werden und trotz einer möglichen hohen Variabilität Schlussfolgerungen zulassen. Einflüsse natürlicher Gradienten können aufgrund der zusätzlichen Analyse der Basisuntersuchungen erkannt und bei der Bewertung bzw. Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Ein möglicher Einfluss natürlicher Gradienten auf die Analyse wird dadurch minimiert. Die Modellierung mithilfe eines GAMs wurde gewählt, da nicht-lineare Zusammenhänge zwischen Individuenzahlen und Entfernung zu den Windparks zu erwarten sind. Bei einigen Arten wurde durch die Modellierung kein deutliches Maximum in größerer Entfernung erreicht, auf dessen Grundlage ein Effektabstand hätte definiert werden können. Gründe dafür können in einer zu hohen Variabilität in den Daten und dem Einfluss weiterer nicht von der Distanz zu den Windparks abhängiger Faktoren liegen, die im Rahmen des vorliegenden Modells nicht betrachtet wurden. Es kann in solchen Fällen allerdings auch nicht ganz ausgeschlossen werden, dass mögliche Effektabstände über den hier betrachteten Abstand hinausgehen. Wir schätzen aber diese Möglichkeit, auch aufgrund der in der Regel hohen Streuung der Werte in größerem Abstand zu den Windparks, als eher unwahrscheinlich ein.

In der Gradientenanalyse wurde angestrebt, die Phasen Bau- und Betriebsmonitoring voneinander abzugrenzen, um die unterschiedlichen Auswirkungen der Phasen auf die Verteilung der Rastvögel zu untersuchen, sowie die Verteilung vor Baubeginn darzustellen, die Hinweise auf natürliche Gradienten geben kann. Da sich die OWPs im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ in unterschiedlichen Phasen befinden, wurde in der Analyse mit Pufferzonen gearbeitet, mit deren Hilfe jeweils nur Daten einer bestimmten Phase betrachtet wurden (Basis, Bau oder Betrieb) bzw. die Daten aus anderen Phasen ausgeschlossen wurden.

Der Nachteil dieser Methode ist ein reduzierter Datensatz, der für die Analyse verwendet werden kann. So wurden für die Basisphase nur die Windparks ‚Gode Wind 01‘, ‚Gode Wind 02‘ und ‚Nordsee One‘ betrachtet, für die Bauphase jedoch zusätzlich noch die Windparks ‚Borkum Riffgrund 1‘, ‚Borkum Riffgrund 2‘, ‚Trianel Windpark Borkum (Phase 1)‘, ‚Trianel Windpark Borkum (Phase 2)‘ und ‚Merkur Offshore‘ und für die Betriebsphase zusätzlich noch der Windpark ‚alpha ventus‘, nicht aber der Windpark ‚Trianel Windpark Borkum (Phase 2)‘, da sich dieser im Untersuchungszeitraum noch in der Bauphase befand. Der Nachweis eines natürlichen Gradienten im Vorkommen einer Vogelspezies in der Basisphase gibt einen guten Hinweis auf eine gerichtete Ungleichverteilung der Tiere im Untersuchungsgebiet. Dennoch ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu beachten, dass dies nicht unbedingt der Nachweis dafür ist, dass dieser Gradient auch in der Basiserfassung der im Betrieb untersuchten Windparks existierte, da teilweise unterschiedliche bzw. zusätzliche Windparks in den unterschiedlichen Phasen betrachtet wurden. Im letzten Jahr der Clusteruntersuchung, 2019, wurde die Datengrundlage durch die Möglichkeit einer jahresübergreifenden Auswertung (z. B. für alle OWPs in der Betriebsphase) weiter verbessert.

5.2 Rastvogelvorkommen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘

Während der Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Rahmen der Cluster-Untersuchung wurden insgesamt 34.777 Rastvögel festgestellt (13.895 per Schiff, 20.882 bei den Flügen). Von den vom Schiff aus erfassten Rastvögeln befanden sich 50,8 % (7.062 Individuen) innerhalb des 300 m zu beiden Seiten des Schiffes reichenden Transektstreifens. Nur diese Tiere wurden für die Dichteberechnung herangezogen.

Im Verlauf eines Jahres hat das Seegebiet saisonal unterschiedlich hohe Bedeutung für verschiedene Seevogelarten. Für einen großen Teil der Arten(gruppen), wie z. B. Seetaucher, Trauerenten, Dreizehenmöwen und Trottellummen/Tordalken dient das Untersuchungsgebiet als Überwinterungsgebiet. Diese Arten erreichten im Winter bzw. im zeitigen Frühjahr ihre höchsten Dichten. Andere Arten, wie z. B. die Heringsmöwe nutzen das Untersuchungsgebiet nur in den Sommermonaten, während z. B. Zwergmöwen das Untersuchungsgebiet sowohl im Winter als Rastgebiet als auch zu den Zugzeiten im Frühjahr und Herbst, zu denen sie ihre maximalen Bestandsdichten im Gebiet erreichten, nutzen.

Übereinstimmend mit den letzten Untersuchungsjahren war auch im Jahr 2019 die häufigste Art im Untersuchungsgebiet bei den Schiffstransekt-Erfassungen die Trottellumme, gefolgt von der Heringsmöwe. Als dritthäufigste Art wurde wieder die Dreizehenmöwe festgestellt, davon abweichend wurde bisher nur im Vorjahr der Basstölpel als dritthäufigste Art festgestellt. Bei den Flugtransekt-Erfassungen war die Häufigkeitsverteilung zwischen den Jahren insgesamt variabler, was möglicherweise auch mit der Veränderung des Transektdesigns zwischen den Erfassungsjahren zusammenhängt. Im Gegensatz zum Vorjahr war im aktuellen Untersuchungsjahr die Trauerente als zweithäufigste Art wieder häufiger. Die Heringsmöwe war, wie auch im Vorjahr, die häufigste Art. Als dritthäufigste Art wurde, knapp vor dem Tordalk, die Trottellumme erfasst. Bei beiden Erfassungsmethoden wurden die Möwen als häufigste Artgruppe festgestellt. Darauf folgten jeweils die Alkenvögel. Die dritthäufigste Artgruppe war variabel zwischen den beiden Erfassungsmethoden. Während bei den Schiffstransekt-Erfassungen mit weitem Abstand die Seeschwalben als dritthäufigste Artgruppe erfasst wurden, waren bei den Flugtransekt-Erfassungen

die Meeresenten die dritthäufigste Artgruppe. Insgesamt war, wie auch in den Vorjahren die generelle Artzusammensetzung zwischen den beiden Erfassungsmethoden recht ähnlich, mit Heringsmöwe und Trottellumme als häufigste Arten und generell einer von Möwen und Alkenvögeln dominierten Artengemeinschaft.

Da Seetaucher empfindlich auf Schiffsverkehr reagieren (Bellebaum et al. 2006, Schwemmer et al. 2011), kann deren Bestand vom Schiff aus leicht unterschätzt werden. Dennoch wurde im Rahmen der vorliegenden Studie, wie in den Vorjahren erneut die höchste Seetaucherdichte im Rahmen einer Schiffsausfahrt registriert, diese fand im März des aktuellen Untersuchungszeitraums statt. Diese lag deutlich über der höchsten Dichte der Flugtransekt-Erfassungen. Allerdings wurde im März keine Flugtransekt-Erfassung durchgeführt, sodass hier möglicherweise der Monat mit den höchsten Seetaucherdichten verpasst wurde. Auf andere Arten, wie *Larus*-Möwen, dagegen haben Schiffe potentiell eher eine anziehende Wirkung (Mendel et al. 2008) und diese Arten werden somit leicht überschätzt. In der aktuellen Untersuchung wurden allerdings bei den Flugtransekt-Erfassungen erneut teilweise höhere Dichten von *Larus*-Möwen nachgewiesen als bei den Schiffstransekt-Erfassungen. Dies hängt möglicherweise mit dem unterschiedlichen Untersuchungsgebiet und unterschiedlichen Erfassungsterminen zusammen.

Die Gesamtindividuenzahl bei den **Schiffstransekt-Erfassungen** im aktuellen Untersuchungsjahr lag etwa im Mittel der Vorjahre (Tab. 4.1). Der Vergleich zwischen den Jahren deutet allerdings auf interannuelle Schwankungen der Gesamtindividuenzahlen hin. Die Vergleiche mit den Vorjahren zeigen aber auch, dass die Artenzusammensetzung, die Häufigkeitsverteilung und die Verteilung im Untersuchungsgebiet für die einzelnen Arten trotz natürlicher Schwankungen jeweils ähnlich ist. Einige Arten (z. B. Dreizehenmöwe und Fluss-/Küstenseeschwalben) erreichten höhere Dichten im Vergleich zu den Vorjahren. Die ansonsten vergleichbare Verteilung und die ähnliche Individuenanzahl der jeweiligen Arten im Vergleich zwischen den Jahren weist aber darauf hin, dass die betrachteten Arten im Untersuchungsgebiet keinen für das Gebiet ungewöhnlichen Einflüssen unterlagen. Insgesamt lagen die monatlichen Dichten auf einem für das Untersuchungsgebiet mittleren Niveau.

Im Vergleich zum Vorjahr stieg die ermittelte Individuendichte bei den **Flugtransekt-Erfassungen** wieder an, lag jedoch weiterhin unter den Individuenzahlen der Untersuchungsjahre 2016 und 2017 (Tab. 4.2). Die aktuell erfasste Gesamtindividuenzahl liegt wie auch bei den Schiffstransekt-Erfassungen eher im mittleren Bereich zwischen den Untersuchungsjahren. Die großen Unterschiede in den Gesamtindividuenzahlen zwischen den Jahren sind hauptsächlich auf die starken Dichteschwankungen bei Trauerenten zurückzuführen, im Gegensatz zum Vorjahr wurden während der aktuellen Erfassungen wieder mehr Trauerenten (4.955 Individuen) erfasst. Während des aktuellen Untersuchungsjahres wurde die größte Anzahl Heringsmöwen während des gesamten Monitorings festgestellt, auch Alkenvögel waren häufig. Wie bereits im April 2016 wurde auch im aktuellen Untersuchungszeitraum eine bemerkenswert hohe Dichte der Alkenvögel im Oktober festgestellt, welche die Gesamtindividuenzahl der Alkenvögel maßgeblich beeinflusst. Seetaucher wurden, wie auch in den Vorjahren, nur in geringen Dichten erfasst. Unterschiede in der Artzusammensetzung bzw. der Arthäufigkeit sind durch natürliche Bestandsschwankungen und kleinräumige Bestandsverschiebungen innerhalb des Untersuchungsgebietes bedingt. Mit Ausnahme der Trauerente gleicht die Artzusammensetzung der aus den Vorjahren. Das Vorkommen der Trauerente ist variabel und ihre Erfassbarkeit aufgrund der Veränderung des Transektdesigns stärkeren Schwankungen unterlegen. Gleichzeitig kann die Trauerente durch das

trupphafte Auftreten mit großen Individuenzahlen eine Verschiebung der Artzusammensetzung und eine drastische Erhöhung der Gesamtindividuenzahl bewirken.

Wie auch in den Vorjahren wurden sowohl bei den Schiffs- als auch bei den Flugtransekt-Erfassungen aus der Artgruppe der **Seetaucher** fast ausschließlich Sterntaucher (96 % bzw. 100 % der auf Artniveau bestimmten Vögel) erfasst. Prachtaucher wurden nur während der Schiffstransekt-Erfassungen festgestellt. Der Anteil der auf Artniveau bestimmten Vögel war relativ hoch (80 % beim Schiff bzw. 82 % beim Flug). Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden mit 103 Individuen deutlich weniger Seetaucher erfasst als in den Vorjahren, bei den Schiffstransekt-Erfassungen waren es mit 114 Tieren erstmalig mehr Tiere als bei den Flugtransekt-Erfassungen. Insgesamt bewegte sich die Anzahl der Seetauchersichtungen etwa auf dem Niveau der Erfassungen seit 2017. Zwischen Mai und September wurden praktisch keine Seetaucher im Untersuchungsgebiet festgestellt. Lediglich im August wurde mit den digitalen Flugtransekt-Erfassungen eine Dichte von $< 0,01 \text{ Ind./km}^2$ festgestellt. Dabei wurde im Mai keine Flugtransekt-Erfassung durchgeführt. Während die monatliche Seetaucherdichten bei den Flugtransekt-Erfassungen immer unter $0,1 \text{ Ind./km}^2$ lag, wurde bei den Schiffstransekt-Erfassungen eine maximale Dichte von $0,38 \text{ Ind./km}^2$ im März festgestellt. Somit blieben auch in diesem Jahr die ermittelten Dichten deutlich hinter denen in anderen Gebieten der Deutschen Bucht zurück (Dierschke et al. 2012, Garthe et al. 2015). Bei den Schiffstransekt-Erfassungen zeigte sich für die Seetaucher nur im Frühjahr ein Verbreitungsschwerpunkt in der räumlichen Verteilung. Deutlich höhere Dichten waren im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes, in dem auch das FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ liegt, erkennbar. Bei den Flugtransekt-Erfassungen zeigten sich im Winter höhere Dichten im Süden, im Frühjahr war eine zerstreute Verteilung der Seetaucher erkennbar. In allen übrigen Monaten wurden Seetaucher vereinzelt und ohne erkennbaren Verteilungsschwerpunkt festgestellt. Auffällig ist in den Monaten mit höheren Dichten, dass insbesondere die Windparkflächen geringere Dichten aufwiesen. Zwar zeigen die Punktsichtungskarten der beiden Methoden (Schiff: Abb. A. 3 bis Abb. A. 8 und Flug: Abb. A. 112 bis Abb. A. 114) vereinzelte Sichtungen innerhalb der OWPs im Bau bzw. im Betrieb oder in deren näherer Umgebung, jedoch sind in den Dichterasterkarten deutliche Lücken in diesen Bereichen festzustellen. Aufgrund der insgesamt relativ geringen Dichten in diesem Gebiet im Vergleich zu anderen Gebieten der Deutschen Bucht (Dierschke et al. 2012, Garthe et al. 2015, 2018, Vilela et al. 2020) kann das Seegebiet, in dem das Cluster „Nördlich Borkum“ liegt, insgesamt als ein Gebiet von geringerer Bedeutung für die Überwinterung von Stern- und Prachtauchern charakterisiert werden.

Eissturmvoegel sind zwar eine typische Hochseeart, jedoch wurden in der aktuellen Untersuchung wie auch in den Vorjahren sowohl bei Schiffs- als auch Flugtransekt-Erfassungen nur wenige Individuen gesichtet. Hohe Bestandsdichten werden erst deutlich weiter nördlich des Untersuchungsgebietes erreicht (Mendel et al. 2008), sodass das Untersuchungsgebiet für diese Art von geringer Bedeutung ist.

Basstölpel wurden außer im Januar ganzjährig im Seegebiet des Clusters angetroffen. Mit 1.206 Brutpaaren auf Helgoland im Jahr 2019 (Walter 2020) wurden erneut mehr Basstölpel erfasst als in den Vorjahren (2018: 1.115 Brutpaare; Wolff 2019, 2017: 1.017 Brutpaare; Grave 2018). Der Bestand nimmt seit den 1990er Jahren beständig zu (Mendel et al. 2008). Im Untersuchungsgebiet waren die Dichten weiterhin insgesamt gering. Lediglich bei einer Schiffstransekt-Erfassung im März wurde mit $1,08 \text{ Ind./km}^2$ eine vergleichsweise hohe Dichte festgestellt. Die sich ergebende

saisonale Dichte für das Frühjahr 2019 war mit 0,55 Ind./km² wiederum gering. Die Monatsdichte im März war die insgesamt zweithöchste bisher erfasste Monatsdichte. Die höchste wurde im Untersuchungsjahr 2018 im April (1,85 Ind./km²), auch bei Schiffstransekt-Erfassungen, festgestellt (Abb. 4.48.). Die Monatsdichten der Flugtransekt-Erfassungen lagen immer deutlich darunter (Abb. 4.49). Da Basstölpel typischerweise in kleinen Trupps von wenigen Tieren vorkommen, die gemeinsam auf Nahrungssuche gehen (Camphuysen 1995, Hamer et al. 2000, 2001), sind hohe Dichten eher selten, sodass die hohen Dichten der einzelnen Monatserfassungen eher eine Ausnahme darstellen. Bis auf die Frühjahrserfassungen waren Basstölpel verstreut über das gesamte Gebiet verteilt und erreichten in einzelnen Rasterzellen relativ hohe Dichten. Diese unsteten Sichtungsraten sind aber für eine hochmobile Art, wie den Basstölpel, nicht ungewöhnlich und weisen auf ein sehr variables Vorkommen hin. Wie bereits im Vorjahr wurde bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Frühjahr eine nahezu flächendeckende Verteilung der Basstölpel im westlichen Teil des Schiffs-Untersuchungsgebietes, zu großen Teilen innerhalb des FFH-Gebietes ‚Borkum Riffgrund‘, festgestellt. Wie in der Vergangenheit hängt diese hohe Individuendichte vermutlich mit hoher Nahrungsverfügbarkeit im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes zusammen. Innerhalb der im Bau bzw. Betrieb befindlichen OWPs wurden Basstölpel festgestellt (Schiff: Abb. A. 10 bis Abb. A. 20; Flug: Abb. A. 117 bis Abb. A. 123). Aufgrund der insgesamt relativ geringen Dichten der Basstölpel, hat das Gebiet ‚Nördlich Borkum‘ trotz seiner Lage westlich von Helgoland vermutlich keine besondere Bedeutung als Nahrungs- oder Rasthabitat für Basstölpel. Jedoch zeigen die Untersuchungen der letzten Jahre, dass vereinzelt hohe Dichten der Basstölpel im Gebiet vorkommen können. Da diese hohen Dichten lokal und zeitlich begrenzt auftraten, ist ein Zusammenhang mit räumlich und zeitlich begrenzter hoher Nahrungsverfügbarkeit im Bereich des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ wahrscheinlich.

Im Gegensatz zum Vorjahr wurden während des aktuellen Erfassungszeitraumes 2019 wieder mehr **Trauerenten** festgestellt. Die Bestände waren jedoch weiterhin geringer als in den Jahren vor 2018. Die seit 2018 geringeren Bestände hängen vermutlich mit der Veränderung des Transektdesigns im Februar 2018 zusammen, da nach dem neuen Erfassungsdesign küstennahe Gebiete nördlich der Ostfriesischen Inseln, in denen im Frühjahr und Herbst stets größere Ansammlungen der Trauerente registriert wurden (Mendel et al. 2008), nicht mehr mit abgedeckt wurden. Hohe Dichten der Trauerente wurden bei einer Flugtransekt-Erfassung im April festgestellt. Diese lag mit 7,32 Ind./km² etwa auf dem Niveau vor der Veränderung des Transektdesigns. Außer im April wurden jedoch kaum Trauerenten erfasst. Bei den Schiffstransekt-Erfassungen wurden das ganze Jahr über nur geringe Dichten beobachtet. Da nennenswerte Dichten der Trauerente nur bei den Flugtransekt-Erfassungen im April festgestellt wurden, wurde auch nur im Frühjahr eine spezifische Verteilung erfasst. Diese war, außer im Untersuchungsjahr 2018, vergleichbar mit den bisherigen Erfassungen und zeigte sehr hohe Dichten nur im Süden an der Grenze des Untersuchungsgebietes. Eine Schwerpunktverteilung konnte bei den Schiffstransekt-Erfassungen nicht ausgemacht werden. Trauerenten bevorzugen küstennahe Flachwasserbereiche, in denen sie tauchend Muscheln vom Meeresgrund aufnehmen können (Skov et al. 1995). Daher spielt das Gebiet, in dem sich die Windparks innerhalb des Clustergebietes ‚Nördlich Borkum‘ befinden, für diese Art höchstens eine untergeordnete Rolle als Rastgebiet.

Für die **Zwergmöwe** hat das Untersuchungsgebiet im Winter und Frühjahr die höchste Bedeutung. Die im aktuellen Untersuchungszeitraum festgestellten Dichten der Zwergmöwen waren insgesamt gering. Während bei den Schiffstransekt-Erfassungen mit bis zu 0,63 Ind./km² im April und 0,53 Ind./km² im März noch etwas höhere Dichten erfasst wurden, lag die maximale Dichte bei den

Flugtransekt-Erfassungen bei 0,32 Ind./km² im Oktober. Diese Dichten lagen teilweise deutlich unter denen anderer Jahre (Abb. 4.52, Abb. 4.53) und waren auch zeitlich verschoben. So wurden bisher die höchsten Dichten der Zwergmöwe bei den Flugtransekt-Erfassungen immer im Frühjahr, während des Heimzuges der Art festgestellt und nicht, wie im aktuellen Untersuchungszeitraum, im Herbst. Insgesamt war die Phänologie jedoch arttypisch mit nahezu keinen Sichtungen in den Sommermonaten. Es handelt sich bei den erfassten Individuen vermutlich hauptsächlich um ziehende Zwergmöwen und weniger um den Rastbestand, der im Winter im Gebiet anzutreffen ist. Insbesondere der Vergleich mit den Vorjahreserfassungen zeigt die deutliche interannuelle Fluktuation, die nicht zuletzt auch durch den stichprobenartigen Charakter der Erfassungsmethoden bedingt ist. Die im aktuellen Erfassungsjahr festgestellten Überwinterungsbestände der Zwergmöwe sind vernachlässigbar. In der Vergangenheit lagen diese deutlich höher. Im Winter 2013/14 wurde ein Überwinterungsbestand mit einer Dichte von 1,15 Ind./km² festgestellt (IfAÖ et al. 2015). Die Ergebnisse der Vorjahre zeigten, dass Zwergmöwen auf ihrem Zug in die Brutgebiete das Untersuchungsgebiet in größeren Anzahlen durchquerten (Abb. 4.52; Abb. 4.53). Dies konnte in den aktuellen Erfassungen nicht festgestellt werden. Insbesondere zu den aus der Literatur bekannten Zugzeiten im April und frühen Mai, zu denen größere Anzahlen Zwergmöwen die Deutsche Bucht durchqueren (Schwemmer & Garthe 2006, Mendel et al. 2008), wurden bei den Flugtransekt-Erfassungen kaum Zwergmöwen festgestellt. Bei den Zugvogelerfassungen von der FINO 1 wurde im gesamten Erfassungszeitraum 2019 insgesamt nur 40 Zwergmöwen gesichtet, die meisten davon Anfang März (12 Individuen, Avitec 2020), was darauf hindeutet, dass in diesem Jahr insgesamt nur ein geringer Zug der Zwergmöwe festgestellt wurden. Insgesamt wurde im gesamten Untersuchungszeitraum zwischen 2013 und 2019 das Maximum an Zwergmöwen-Sichtungen im März (zweite Märzhälfte) erreicht. Wie bereits in den Vorjahren festgestellt wurde, kommen Zwergmöwen in deutlich schwankenden Beständen im Untersuchungsgebiet vor. Der Zeitpunkt der Erfassung spielt dabei eine entscheidende Rolle, da Zwergmöwen nicht kontinuierlich die Deutsche Bucht überqueren, sondern während der Zugzeit in Zugwellen vorbeikommen. Höhere Dichten werden erreicht, wenn die Momentaufnahme der Schiffs- oder Flugtransekt-Erfassung während einer solchen Zugwelle stattfindet. Während der aktuellen Erfassungen wurde eine solche Zugwelle offensichtlich nicht erfasst. Zwergmöwen verteilen sich weiträumig innerhalb der Schiffs- und Flug-Untersuchungsgebiete mit lokal hohen Dichten. Dies ist auf das häufig truppweise Auftreten dieser Art zurückzuführen. In den Vorjahren wurde entgegen einiger Quellen (z. B. Mendel et al. 2008), keine küstennahe Verbreitung der Zwergmöwen festgestellt. Inwiefern dies weiterhin der Fall ist, kann aufgrund der Veränderung des Transektdesigns bei den Flugtransekt-Erfassungen nicht mehr festgestellt werden, da das Untersuchungsgebiet nicht mehr so weit in Küstennähe reicht wie bisher. Allerdings deuten die festgestellten Verteilungen der Zwergmöwen bei den schiff- und flugbasierten Erfassungen nicht auf eine gerichtete Verteilung hin. Insgesamt waren die festgestellten Dichten jedoch gering. Die Vorjahreserfassungen ließen dagegen durchaus auf einen Breitfrontenzug über die südliche Nordsee schließen.

Von den **Larus-Möwen** kamen einzig die Heringsmöwe und die Sturmmöwe in größeren Anzahlen im Bereich des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ vor. Die Heringsmöwe war die häufigste Möwenart im Untersuchungsgebiet. Als typischer Zugvogel mit Überwinterungsquartieren im westlichen Europa und Afrika, hat die Art ihren Verbreitungsschwerpunkt während der Sommermonate in der Deutschen Bucht und tritt im Winter kaum in Erscheinung. Sturmmöwen kamen ganzjährig vor, erreichten im Seegebiet des Clusters jedoch, mit Ausnahme einer Schiffstransekt-Erfassung im

Dezember (1,95 Ind./km²), nur mittlere Dichten. Die monatliche Gesamtdichte im Dezember betrug 1,03 Ind./km². Die räumliche Verteilung der Sturmmöwen zeigt, ebenso wie bei den Heringsmöwen, ein uneinheitliches Bild mit lokal hohen Dichten, die vermutlich in Zusammenhang mit anthropogenen Aktivitäten wie Fischerei stehen. Insbesondere bei den Heringsmöwen zeigt sich im Sommer eine teils flächendeckende Verteilung aufgrund sehr hoher Dichten. In den OWPs wurden bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im Jahr 2019 regelmäßig *Larus*-Möwen in größerer Zahl festgestellt.

Dreizehenmöwen erreichten ihre höchsten Dichten zwischen Herbst und Frühjahr, wobei die höchsten Dichten der Flugtransect-Erfassungen auf den Herbst beschränkt waren (0,72 Ind./km² im Oktober). Diese waren geringer als die maximalen monatlichen Dichten der Schiffstransect-Erfassungen im Frühjahr (1,23 Ind./km² im März). Die höchsten saisonalen Dichten wurden jeweils im Winter 2018/19 festgestellt und lagen mit 0,44 Ind./km² bei den Schiffstransect-Erfassungen bzw. 0,47 Ind./km² bei den Flugtransect-Erfassungen etwa auf dem selben Niveau. Während die maximale saisonale Dichte etwa auf dem Level der Vorjahre lag, wurde im aktuellen Untersuchungszeitraum bei den Flugtransect-Erfassungen die geringste Dichte seit Beginn der digitalen Flugtransect-Erfassungen verzeichnet (Tab. 4.29). Auch die Gesamtindividuenzahl war im Jahresvergleich am geringsten. Als typische Art der Hochsee sind Dreizehenmöwen vor allem im Offshore-Bereich und damit auch im Bereich des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ anzutreffen. Wie auch in den Vorjahren war die Verbreitung insgesamt variabel mit lokal hohen Dichten. Die Verteilung ließ nicht auf einen lokalen Schwerpunkt in einem Teil des Untersuchungsgebietes schließen, tendierte aber bei den Flugtransect-Erfassungen etwas in die nördliche Hälfte des Untersuchungsgebietes. In einzelnen Rasterzellen wurden, über das jeweilige Untersuchungsgebiet verteilt, hohe Dichten festgestellt. Dreizehenmöwen werden häufig als Schiffsfolger registriert (Mendel et al. 2008), sodass Fischereiaktivitäten vermutlich die räumliche Verteilung der Tiere beeinflussen. Innerhalb der OWPs wurden Dreizehenmöwen recht häufig festgestellt.

Bei den **Seeschwalben** wurden im Gegensatz zum Vorjahr vermehrt Fluss-/Küstenseeschwalben gesichtet. Diese waren bei den Flugtransect-Erfassungen häufiger als Brandseeschwalben, bei den Schiffstransect-Erfassungen etwa gleich häufig. Der Anteil der Seeschwalben, der weder als Brandseeschwalbe identifiziert noch den Fluss-/Küstenseeschwalben zugeordnet werden konnte, lag bei den Flugtransect-Erfassungen bei 25 %. Bei den Schiffstransect-Erfassungen wurden alle Seeschwalben innerhalb des Transektes entweder als Brandseeschwalbe oder Fluss-/Küstenseeschwalbe identifiziert. Im Vergleich zu den Vorjahren lagen die Dichten der Brandseeschwalben bei beiden Erfassungsmethoden etwa auf einem mittleren Niveau, waren aber, wie in den Vorjahren etwas erhöht gegenüber den Erfassungen vor 2017 bzw. 2016. Im Vergleich zu den Vorjahren lagen die Dichten für Brandseeschwalben und Fluss-/Küstenseeschwalben im Untersuchungsgebiet bei den Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen in einem mittleren Bereich bzw. waren bei den Flugtransect-Erfassungen leicht erhöht. Fluss-/Küstenseeschwalben wurden bei den aktuellen Schiffstransect-Erfassungen mit der höchsten saisonalen Dichte seit Beginn des Monitorings festgestellt, sie lagen mit 0,30 Ind./km² aber unter den bei den Flugtransect-Erfassungen ermittelten Dichten. Hier wurde mit 0,52 Ind./km² im Vergleich zwischen den Jahren die zweithöchste saisonale Dichte festgestellt. Fluss-/Küstenseeschwalben queren, ähnlich wie die Brandseeschwalben, das Clustergebiet auf ihrem Zug in die Brut- und Überwinterungsgebiete, halten sich aber auch im Sommer in geringen bis mittleren Dichten im Untersuchungsgebiet auf (vgl. Mendel et al. 2008). Wie bei anderen Zugvögeln (vgl. Zwergmöwen) unterliegen die Dichten daher stärkeren interannuellen Schwankungen. Beide Arten überwintern fernab der Nordsee

(Brandseeschwalben zwischen Südeuropa und Südafrika, Fluss-/Küstenseeschwalben entlang der westafrikanischen Küste bis nach Südafrika; Bairlein et al. 2014) und wurden somit im Winter nicht festgestellt. Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden sowohl Brand- als auch Fluss-/Küstenseeschwalben innerhalb der Windparkbereiche des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ erfasst. Bei den Schiffstransekt-Erfassungen wurden einige Brandseeschwalben, aber keine Fluss-/Küstenseeschwalben innerhalb der Windparkbereiche festgestellt.

Alkenvögel waren bei beiden Erfassungsmethoden jeweils die zweithäufigste Artgruppe im Clustergebiet. Hier konnten bei den Schiffstransekt-Erfassungen bis auf 4 % der Tiere alle Individuen auf Artniveau bestimmt werden. Bei den Flügen konnten 24 % aller Alkenvögel nicht auf Artniveau bestimmt werden, wobei nur 33 Tiere als nicht näher bestimmte Alken in die Auswertung mit eingingen, der Rest entfiel auf die Artgruppe Trottellumme/Tordalk. Trottellummen kamen ganzjährig im Seegebiet vor (keine Erfassung im November), während Tordalken fast nur in den Wintermonaten anwesend waren, dann allerdings in hohen Dichten. Im Gegensatz zum Vorjahr wurden im aktuellen Untersuchungszeitraum bei den Flugtransekt-Erfassungen wieder mehr Trottellummen (51,8 %) als Tordalken (48,2 %) festgestellt. Bei den Schiffstransekt-Erfassungen war das Verhältnis mit 9 Trottellummen zu 1 Tordalk deutlich in Richtung Trottellumme verschoben. Insbesondere im Winter 2018/19 wurden deutlich mehr Trottellummen als Tordalken erfasst (Abb. 4.38). Erneut wurden bei den Schiffstransekt-Erfassungen höhere monatliche Dichten der Alkenvögel festgestellt als bei den Flugtransekt-Erfassungen (3,06 Ind./km² im März), das Maximum während des gesamten Monitorings wurde jedoch im April 2016 bei einer Flugtransekt-Erfassungen festgestellt (5,58 Ind./km²). Bei der damaligen Erfassung wurde ein ungewöhnlich hoher Einflug von Trottellummen im gesamten Untersuchungsgebiet festgestellt. Auf dem Erfassungsflug vom 02.04.2016 wurden 55 % aller im Jahr 2016 erfassten Trottellummen registriert. Bei den diesjährigen Flugtransekt-Erfassungen wurde eine verhältnismäßig hohe Dichte an Tordalken festgestellt (2,47 Ind./km²). Zusammen mit den Trottellummen wurde bei der Oktobererfassung insgesamt eine Alkenvogeldichte von 5,92 Ind./km² erfasst (66 % aller Alkenvögel im Untersuchungszeitraum 2019). Anscheinend kommt es entgegen der Annahme in den vorhergehenden Berichten gelegentlich zu größeren Ansammlungen von Alkenvögeln, bei denen hohe Anteile der jährlichen Individuenzahlen im Bereich des Cluster ‚Nördlich Borkum‘ während einzelner Erfassungen festgestellt werden. Inwiefern diese Phänomene mit Nahrungsverfügbarkeit zusammenhängen oder auf Wettereinflüsse zurückzuführen sind (bspw. Verdriftung durch Sturm, wie vermutlich im April 2016) kann nicht abschließen festgestellt werden. Die maximale Monatsdichte bei den Schiffstransekt-Erfassung lag bei 3,27 Ind./km² im März. Die bei den Flugtransekt-Erfassungen festgestellten hohen Dichten wurden bei den Schiffstransekt-Erfassungen im gleichen Zeitraum (zwei Wochen vor der Flugerhebung) nicht festgestellt. Dies deutet erneut darauf hin, dass es sich bei den Massenvorkommen der Alkenvögel um zeitlich begrenzte Ereignisse handelt, die kurzfristig auftreten. Im Untersuchungsgebiet des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ wurden in der Vergangenheit in allen Jahren hohe Dichten der Alkenvögel festgestellt. Das Clustergebiet ist demnach ein wichtiger Teil des Überwinterungsgebietes von Alkenvögeln in der deutschen Nordsee, die wahrscheinlich zum größten Teil den britischen Brutkolonien entstammen, wo diese Arten in großen Anzahlen brüten (Mendel et al. 2008). Da der Aktionsradius der Helgoländer Brutvögel etwa 20 bis 25 km um die Insel beträgt (Dierschke et al. 2004), könnten potentiell die östlichen Randbereiche des Untersuchungsgebietes von diesen Tieren zur Nahrungssuche genutzt werden. In den OWPs wurden im Jahr 2019 regelmäßige Alkenvögel festgestellt, besonders im Oktober, als hohe Dichten von Alkenvögeln im Untersuchungsgebiet

angetroffen wurden. Es bleibt offen, ob die verstärkte Nutzung der Windparkbereiche durch die erhöhte Dichte während dieser Erfassung bedingt wird.

5.3 Bau- und betriebsbedingte Auswirkungen auf Rastvögel

Während der Bau- und Betriebsphase von OWPs gehen von einer Reihe Wirkfaktoren potentielle Störreize für Rastvögel und Nahrungsgäste aus. Hierbei sind v. a. visuelle und auditive Belastungen durch Schiffe und die vertikalen Strukturen der WEA zu nennen. Die davon ausgehende Scheuchwirkung kann zum teilweisen oder vollständigen Verlust der Windparkfläche als Rast- und Nahrungsgebiet und eines potentiell darüber hinausreichenden Störradius führen. Andererseits können die künstlichen Strukturen eines Windparks für Arten, die auf diesen Strukturen rasten (z. B. *Larus*-Möwen), eine Attraktionswirkung ausüben und zu einer lokal höheren Dichte innerhalb von Windparks führen.

Während der Bauphase des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ wurden bei Seetauchern, wie bereits in den vorherigen Analysen, erneut signifikante Meideeffekte festgestellt. Bei der Zwergmöwe war der festgestellte Meideeffekt während der Bauphase erneut relativ gering und ging vermutlich nicht über die Bauflächen hinaus. Für die Baubereiche war der Effekt mit geringeren Sichtungsraten jedoch zumindest im nicht-parametrischen Test erkennbar, daher kann eine Meidung nicht ausgeschlossen werden. Für Sturmmöwe, Heringsmöwe und Dreizehenmöwe wurden entweder keine Effekte (Heringsmöwe) oder schwache Anziehungseffekte festgestellt. Basstölpel, Seeschwalben und Alkenvögel zeigten zwar teilweise signifikante Meideeffekte, diese waren zwischen den verschiedenen Analysen und Datensätzen jedoch nicht einheitlich, sodass hier nicht sicher von einer Meidereaktion ausgegangen werden kann. Bei den Seeschwalben gibt es Hinweise darauf, dass sich die Vögel in einem Abstand von wenigen Kilometern um die Windparks akkumulieren. Meist deuteten die Analysen der Schiffstransekt-Erfassungen eher auf gerichtete Verteilungen mit Bezug zu den Bauflächen hin (Seeschwalben, Alkenvögel) während bei den Flugtransekt-Erfassungen keine eindeutigen Reaktionen erkennbar waren. Inwiefern es sich hier um methodenspezifische Artefakte handelt, die eventuell mit der truppweisen Analyse der Schiffstransekt-Erfassungen zusammenhängen, ist nicht eindeutig festzustellen.

Für Windparks in der Betriebsphase wurden statistisch signifikante Meideeffekte für Seetaucher, Basstölpel, Seeschwalben und Alkenvögel ermittelt. Bei den meisten Arten war die Festlegung einer Meidedistanz nicht eindeutig (z. B. Basstölpel bei Flugtransekt-Erfassungen). So konnten häufig aufgrund des Verlaufs des GAM keine Meidedistanzen beziffert werden, im nicht-parametrischen Test wurden die Sichtungsraten jedoch eindeutig als signifikant geringer festgestellt. Eine Meidung mindestens der Windparkbereiche wurde aber in allen Fällen nachgewiesen, bei einzelnen Arten/Artengruppen auch darüber hinaus (z. B. Seetaucher und Alkenvögel, s. auch Kapitel 4.3). Im Gegensatz zum Vorjahreszeitraum war die Analyse der Daten zur Zwergmöwe im aktuellen Zeitraum eindeutiger, wobei in beiden Analysen eine Meidung der Windparkbereiche durch Zwergmöwen festgestellt wurde. Bei allen hier untersuchten Arten wurden zumindest einzelne Individuen auch innerhalb der bestehenden Windparks beobachtet. Bei den *Larus*-Möwen und der Dreizehenmöwe konnte nicht auf eine Meidereaktion geschlossen werden.

Die um das Erfassungsjahr 2019 erweiterte Datenbasis bestätigt die Analyse der Vorjahre. Sowohl die Bauaktivitäten als auch der Betrieb der Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ führen zu einer teilweisen Meidung durch die Seetaucher, es werden jedoch weiterhin sowohl in den Projektflächen als auch darüber hinaus einzelne Individuen festgestellt. Während im Untersuchungsjahr 2017 noch Meidedistanzen von bis zu 10 km Entfernung während der Bauphase festgestellt wurden, wurden so weitreichende Effekte in den letzten zwei Jahren der

Untersuchungen nicht mehr eindeutig nachgewiesen. Insgesamt ist die Stärke der Meidung dieser Art, im Vergleich zu anderen Bereichen der Deutschen Bucht (z. B. Heinänen 2016, Mendel et al. 2019, Vilela et al. 2020), relativ gering. Dies lässt sich auch aufgrund des flachen Anstiegs der Modellkurven erkennen, welcher auf einen schwach ausgeprägten Gradienten hindeutet. Im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ lagen die Seetaucherdichten insgesamt auf deutlich geringerem Niveau im Vergleich zum Hauptkonzentrationsgebiet in der östlichen Deutschen Bucht. Es sind gebietsspezifische Unterschiede beim Meideverhalten gegenüber OWPs erkennbar. Zu einem ähnlichen Ergebniss kommen auch Vilela et al. (2020) mit einer anderen Analyseverfahren. Ein Zusammenhang mit der unterschiedlichen Nutzung der Seegebiete durch die Seetaucher (Durchzugsgebiet oder Rastgebiet) oder mit Umweltparametern wie Meeresströmungen oder der Nahrungsverfügbarkeit ist möglich.

Beim Basstölpel wurde durch beide Analyseverfahren eindeutig eine Meidung der Windparkbereiche festgestellt. Eine darüber hinausgehende Meidung wurde bei den Schiffstransekt-Erfassungen festgestellt und ließ sich dort auch gegenüber der Basis- und Betriebsphase abgrenzen. Dies war bei den Flugtransekt-Erfassungen nicht möglich, da die Datengrundlage der Basiserfassung gering war. Insgesamt deuten aber beide Analysen auf eine weiterreichende Meidung der Windparkbereiche durch Basstölpel bis in etwa 2 km hin.

Die Daten der Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen zeigten für Zwergmöwen übereinstimmend zwischen den Analysen eine Meidung der Windparkbereiche, darüber hinausgehende Effekte sind nicht feststellbar.

Bei den *Larus*-Möwen (Sturmmöwe und Heringsmöwe) wurde für die Heringsmöwe kein Effekt ermittelt. Bei den Sturmmöwen zeigte sich eine anziehende Wirkung der Windparks. Die Auswertung der Flugdaten wurde hier durch einige Ausreißer (hohe Individuenzahlen während der Bauphase) beeinflusst.

Die Ergebnisse der Gradientenanalyse für die Dreizehenmöwe waren unauffällig. Aufgrund der Modellkurven bzw. auch der nicht-parametrischen Tests konnte auf keine Reaktion der Dreizehenmöwe in ihrer Verteilung geschlossen werden.

Bei den Seeschwalben ergab die Auswertung geringere Individuenzahlen innerhalb der OWPs in der Betriebsphase. Dies war sowohl für die Flug- als auch Schiffstransekt-Erfassungen signifikant. In der Bauphase konnten nur für die Schiffstransekt-Erfassungen signifikant geringere Sichtungsraten innerhalb der Bauflächen festgestellt werden, bei den Flugtransekt-Erfassungen war die Analyse aufgrund starker Ausreißer kaum aussagekräftig und lieferte keine verlässlichen Ergebnisse. Die Erweiterung der Datenbasis um das Untersuchungsjahr 2019 zeigte ähnliche Ergebnisse wie die Analyse der vorherigen Erfassungsjahre. Insbesondere in der Betriebsphase zeigt sich ein erhöhtes Vorkommen direkt am Rande außerhalb der Windparkflächen. Dieses höhere Vorkommen außerhalb der Windparks kann dadurch entstehen, dass ziehende Trupps die OWPs als Hindernis wahrnehmen und diesen kleinräumig umfliegen oder die Windparks als Leitlinien auf ihrem Zug nutzen. Dieses Phänomen zeigt sich unabhängig sowohl bei den schiffsbasierten wie auch bei flugbasierten Daten. Da innerhalb der Windparks weniger Seeschwalben erfasst wurden als in den Referenzklassen in 6-8 km (Schiff) und > 8 km (Flug) Entfernung, ist von einer Meidung der Windparkflächen auszugehen.

Für Alkenvögel ergab die Auswertung der Daten beider Beobachtungsplattformen insgesamt keine eindeutigen Hinweise auf eine Meidung der OWP-Flächen in der Bauphase. Während bei den Schiffstransekt-Erfassungen eine eindeutige Meidung der OWPs im Bau festgestellt wurde, zeichnete sich bei den Flugtransekt-Erfassungen kein Effekt ab. In der Betriebsphase wurde demgegenüber eine Meidung von mindestens 2 km Entfernung zu den Windparks nachgewiesen (bei der Analyse der Flugtransekt-Erfassungen unter Ausschluss des Fluges vom 02.04.2016). Entgegen der Ergebnisse des Vorjahres zeigt sich eine größere Varianz in der näheren Umgebung der Windparks bei den Flugtransekt-Erfassungen. Diese hatte jedoch nur einen geringen Effekt auf die Analyse mittels GAM. Die vergleichende Analyse mit bzw. ohne die Daten des Erfassungsfluges vom 30.10.2019 deutet darauf hin, dass die Varianz in der benannten Abstandsklasse weitestgehend durch diesen einen Flug bedingt wurde. Da die Ergebnisse der Schiffstransekt-Erfassungen und der Flugtransekt-Erfassungen weitgehend übereinstimmen, kann von einer robusten Analyse und belastbaren Aussage zum Verhalten dieser Tiere gegenüber Windparks im Betrieb ausgegangen werden. Eine Meidung der Windparks bis in etwa 4 km Entfernung zu den Windparkbereichen ist anzunehmen. Dennoch können temporäre Bestandsfluktuationen ausgehend von starken Alkenvogeleinflügen die Analysen stark beeinflussen. Solche Ereignisse mit Massenvorkommen von Alkenvögeln scheinen häufiger als bisher vermutet vorzukommen. Wie oft und in welcher Regelmäßigkeit solche Einflüge hoher Individuenzahlen von Alkenvögeln im Gebiet des Cluster ‚Nördlich Borkum‘ vorkommen, ist, auch aufgrund des stichprobenartigen Charakters der Erfassungsmethoden, nur eingeschränkt festzustellen.

Die Auswertung der Daten vor Baubeginn der OWPs ‚Gode Wind 01‘, ‚Gode Wind 02‘ und ‚Nordsee One‘ ergaben für keine der Arten eindeutige Hinweise auf natürliche Gradienten im Untersuchungsgebiet. Lediglich für Zwergmöwen zeigte sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen Individuenzahlen und Entfernung zu den geplanten OWPs bei den Schiffstransekt-Erfassungen, der Verlauf der Kurve war allerdings nicht eindeutig und die Individuenzahlen innerhalb der OWP-Flächen waren nicht signifikant verschieden von denen der Referenzklasse. Obwohl die für die Bau- und Betriebsphase untersuchten Windparks nicht deckungsgleich zur Basisphase sind, gibt die Analyse der Basisdaten wichtige Hinweise auf die Verteilung der Rastvögel im Seegebiet der Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘. Trotzdem ist hier zu berücksichtigen, dass potentielle Effekte, die für die Betriebs- und Bauphase gezeigt wurden, auch durch natürliche Gradienten verursacht werden können. Insbesondere, wenn die Effekte der OWPs nicht besonders stark ausgeprägt sind. Insgesamt stimmten die Ergebnisse aus Schiffs- bzw. Flugtransekt-Erfassungen in Bezug auf die Richtung des Effektes (Meidung oder Attraktion) gut überein und waren auch weitestgehend konsistent über die Jahre des Monitorings. Jedoch führten, hauptsächlich bei truppbildenden Arten, stochastische Schwankungen (Ausreißer) und die Wahl der Referenzklasse (6 - 8 km bei Schiff, 8 - 10 km bei Flug) vermutlich zu leichten Unterschieden zwischen den Ergebnissen der beiden Methoden.

6 LITERATUR

- AVITEC. 2020. Cluster 'Nördlich Borkum' StUK-Monitoring des Jahres 2019. Fachgutachten Schutzgut Zugvögel. Im Auftrag der Umweltuntersuchung Nördlich Borkum GmbH (UMBO). Osterholz-Scharmbeck.
- BAIRLEIN, F., DIERSCHKE, J., DIERSCHKE, V., SALEWSKI, V., GEITER, O., HÜPPOP, K., KÖPPEN, U. & FIEDLER, W. 2014. Atlas des Vogelzugs: Ringfunde deutscher Brut- und Gastvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- BAUER, H.-G., BEZZEL, E. & FIEDLER, W. (Eds.). 2005. Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas: alles über Biologie, Gefährdung und Schutz (2nd edition). Aula-Verlag, Wiebelsheim, Hunsrück.
- BELLEBAUM, J., DIEDERICH, A., KUBE, J., SCHULZ, A. & NEHLS, G. 2006. Flucht- und Meidedistanzen überwinternder Seetaucher und Meeresenten gegenüber Schiffen auf See. *Orn. Rundbrief Mecklenburg-Vorpommern* 45, Sonderheft 1 (Tagungsband 5. deutsches See- und Küstenvogelkolloquium):86-90.
- BIOCONSULT SH. 2008. Investigations of the bird collision risk and the responses of harbour porpoises in the offshore wind farms Horns Rev, North Sea, and Nysted, Baltic Sea, in Denmark. Part I: Birds. Funded by the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, .
- BIOCONSULT SH & IFAÖ. 2014. Offshore-Windpark ‚alpha ventus‘. Fachgutachten Rastvögel. Abschlussbericht. Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, BioConsult SH GmbH & Co. KG, Hamburg, Husum, Germany.
- BIOCONSULT SH, IBL UMWELTPLANUNG & IFAÖ. 2015. Cluster ‚Nördlich Borkum‘ Ergebnisbericht Umweltmonitoring Rastvögel. Untersuchungsjahr 2014 (Januar – Dezember 2014). Im Auftrag der UMBO GmbH.
- BIOCONSULT SH, IBL UMWELTPLANUNG & IFAÖ. 2016. Cluster ‚Nördlich Borkum‘ Ergebnisbericht Umweltmonitoring Rastvögel, Untersuchungsjahr 2015 (Januar - Dezember 2015). Im Auftrag der UMBO GmbH.
- BIOCONSULT SH, IBL UMWELTPLANUNG & IFAÖ. 2017. Cluster ‚Nördlich Borkum‘ Ergebnisbericht Umweltmonitoring Rastvögel. Untersuchungsjahr 2016 (Januar - Dezember 2016). Im Auftrag der UMBO GmbH. P. 360. Jahresbericht, Hamburg.
- BIOCONSULT SH, IBL UMWELTPLANUNG & IFAÖ. 2018. Cluster ‚Nördlich Borkum‘ Ergebnisbericht Umweltmonitoring Rastvögel. Untersuchungsjahr 2017 (Januar - Dezember 2017). Im Auftrag der UMBO GmbH. P. 366. Jahresbericht, Husum.
- BIOCONSULT SH, IBL UMWELTPLANUNG & IFAÖ. 2019. Cluster ‚Nördlich Borkum‘ Ergebnisbericht Umweltmonitoring Rastvögel. Untersuchungsjahr 2018 (Januar - Dezember 2018). Im Auftrag der UMBO GmbH. P. 357. Jahresbericht, Husum.
- BIOCONSULT SH, IFAÖ & IBL UMWELTPLANUNG GMBH. 2014. Cluster ‚Nördlich Borkum‘ Fachgutachten Marine Säugetiere Untersuchungsjahr 2013 (März – Dezember 2013). Im Auftrag der UMBO GmbH. Husum.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (Ed.). 2015. European Red List of Birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 77 pp.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. Cambridge, UK.
- BSH. 2004a. Genehmigung des Windparks ‚Borkum Riffgrund West‘. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2004b. Genehmigungsbescheid OWP ‚Borkum Riffgrund‘. P. 85. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2005. Genehmigungsbescheid Offshore Windenergiepark ‚Delta Nordsee 1‘. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.

- BSH. 2006. Genehmigungsbescheid Offshore Windenergiepark 'Gode Wind 01'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2008. Genehmigung Offshore-Windenergiepark „Borkum West II“. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2009a. Genehmigungsbescheid OWP 'MEG offshore I'. P. 139. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2009b. Genehmigungsbescheid Offshore Windenergiepark 'Gode Wind 02'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2009c. Genehmigungsbescheid Offshore Windenergiepark 'Gode Wind 04' (Gode Wind 02). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2009d. Genehmigungsbescheid Offshore Windenergiepark 'Delta Nordsee 2'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2011. Genehmigungsbescheid „Borkum Riffgrund II“. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2012. Genehmigungsbescheid OWP 'Innogy Nordsee 1'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2013a. Änderungsbescheid zum Genehmigungsbescheid Offshore Windenergiepark 'Gode Wind 04'. P. 86. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2013b. Standard - Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK4). P. 86. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg & Rostock.
- BSH. 2014. Genehmigungsbescheid für den Windpark 'OWP West'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2016a. Plangenehmigung Offshore-Windenergiepark „Trianel Windpark Borkum, Bauphase 2“. P. 313. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2016b. Planfeststellungsbeschluss 'Gode Wind III'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2019. Flächenentwicklungsplan 2019 für die deutsche Nord- und Ostsee. P. 202. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg (DEU).
- BUCKLAND, S. T., ANDERSON, D. R., BURNHAM, K. P., LAAKE, J. L., BORCHERS, D. L. & THOMAS, L. 2001. Introduction to Distance Sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford. 448 pp.
- CAMPHUYSEN, K. 1995. Herring Gulls *Larus argentatus* and Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus* feeding at fishing vessels in the breeding season: competitive scavenging versus efficient flying. *Ardea* 83:365–380.
- CAMPHUYSEN, K. C. J., FOX, T. A. D., LEOPOLD, M. M. F. & PETERSEN, I. K. 2004. Towards standardised seabirds at sea census techniques in connection with environmental impact assessments for offshore wind farms in the U.K. Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee Royal Netherlands Institute for Sea Research.
- CHRISTENSEN, T. K., CLAUSAGER, I. & PETERSEN, I. K. 2003. Base-line investigations of birds in relation to an offshore wind farm at Horns Rev and results from the year of construction. NERI im Auftrag von Techwise A/S.
- DIERSCHKE, V. 2003. Quantitative Erfassung des Vogelzuges während der Hellphase bei Helgoland. *Corax* 19:27–34.
- DIERSCHKE, V., EXO, K.-M., MENDEL, B. & GARTHE, S. 2012. Gefährdung von Sterntaucher (*Gavia stellata*) und Prachtaucher (*G. arctica*) in Brut-, Zug- und Überwinterungsgebieten - eine Übersicht mit Schwerpunkt auf den deutschen Meeresgebieten. *Die Vogelwelt* 133:163–194.
- DIERSCHKE, V., GARTHE, S. & MARKONES, N. 2004. Aktionsradien Helgoländer Dreizehenmöwen *Rissa tridactyla* und Trottellummen *Uria aalge* während der Aufzuchtphase. *Vogelwelt* 125:11–19.

- EDWARDS, E. W. J., QUINN, L. R., WAKEFIELD, E. D., MILLER, P. I. & THOMPSON, P. M. 2013. Tracking a northern fulmar from a Scottish nesting site to the Charlie-Gibbs Fracture Zone: Evidence of linkage between coastal breeding seabirds and Mid-Atlantic Ridge feeding sites. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 98:438–444.
- EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION. 2013. Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates der Europäischen Union vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (kodifizierte Fassung) (ABl. L 020, 26.1.2010, p.7), zuletzt geändert durch: Richtlinie 2013/17/EU des Rates vom 13. Mai 2013 (ABl. L 158, 10.6.2013, p. 193).
- FAUCHALD, P., SKOV, H., SKERN-MAURITZEN, M., HAUSNER, V. H., JOHNS, D. & TVERAA, T. 2011. Scale-dependent response diversity of seabirds to prey in the North Sea. *Ecology* 92:228–239.
- GARTHE, S. 2003. Erfassung von Rastvögeln in der deutschen AWZ von Nord-und Ostsee. P. 280. Abschlussbericht, Im Auftrag des Bundesamts für Naturschutz.
- GARTHE, S. & FLORE, B.-O. 2007. Population trend over 100 years and conservation needs of breeding sandwich terns (*Sterna sandvicensis*) on the German North Sea coast. *Journal of Ornithology* 148:215–227.
- GARTHE, S. & HÜPPOP, O. 1994. Distribution of ship-following seabirds and their utilization of discards in the North Sea in summer:1–9.
- GARTHE, S. & HÜPPOP, O. 1996. Das 'Seabirds-at-sea'-Programm. *Vogelwarte* 117:303–305.
- GARTHE, S. & HÜPPOP, O. 2000. Aktuelle Entwicklungen beim Seabirds-at-Sea-Programm in Deutschland. *Vogelwelt* 121:301–305.
- GARTHE, S. & HÜPPOP, O. 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: Developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41:724–734.
- GARTHE, S., HÜPPOP, O. & WEICHLER, T. 2002. Anleitung zur Erfassung von Seevögeln auf See von Schiffen. *Seevögel* 23:47–55.
- GARTHE, S., MÜLLER, S., SCHWEMMER, H. & SCHWEMMER, P. 2015. Verbreitung, Jahresdynamik und Bestandsentwicklung der Seetaucher *Gavia spec.* in der Deutschen Bucht (Nordsee). *Vogelwarte* 53:121–138.
- GARTHE, S., SCHWEMMER, H., MÜLLER, S., PESCHKO, V., MARKONES, N. & MERCKER, M. 2018. Seetaucher in der Deutschen Bucht: Verbreitung, Bestände und Effekte von Windparks. Bericht für das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie und das Bundesamt für Naturschutz, Kiel.
- GARTHE, S., SCHWEMMER, P. & LUDYNIA, K. 2004. Verbreitung und Häufigkeit von See- und Küstenvögeln in der niedersächsischen 12-Seemeilen-Zone der Nordsee -Abschlussbericht zum F+E-Vorhaben. P. 109. Abschlussbericht, FTZ Büsum, Büsum.
- GARTHE, S., SONNTAG, N., SCHWEMMER, P. & DIERSCHKE, V. 2007. Estimation of seabird numbers in the German North Sea throughout the annual cycle and their biogeographic importance. *Die Vogelwelt* 128:163–178.
- GILL, J. P., SALES, D., PINDER, S. & SALAZAR, R. 2008. Kentish Flats Wind Farm Fifth Ornithological Monitoring Report. P. 123. Environmentally Sustainable Systems Ltd, Edinburgh (UK).
- GRAVE, C. 2018. Brutbericht aus unseren Schutz- und Zählgebieten im Jahr 2017. *Seevögel* 39:4–7.
- HAMER, K. C., PHILLIPS, R. A., HILL, J. K., WANLESS, S. & WOOD, A. G. 2001. Contrasting foraging strategies of gannets *Morus bassanus* at two North Atlantic colonies: foraging trip duration and foraging area fidelity. *Marine Ecology Progress Series* 19:283–290.
- HAMER, K. C., PHILLIPS, R. A., WANLESS, S., HARRIS, M. P. & WOOD, A. G. 2000. Foraging ranges, diets and feeding locations of gannets *Morus bassanus* in the North Sea: evidence from satellite telemetry. *Marine Ecology Progress Series* 200:257–264.
- HEINÄNEN, S. 2016. Distribution modelling of Red-throated diver based on aerial digital surveys & hydrodynamics. Diver Workshop 2016, Hamburg.

- HÜPPOP, O., BAUER, H.-G., HAUPT, H., RYSLAVY, T., SÜDBECK, P. & WAHL, J. 2013. Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands. 1. Fassung, 31. Dezember 2012. *Berichte zum Vogelschutz* 49/50:23–83.
- IFAÖ & BIOCONSULT SH. 2014. Offshore-Windpark 'alpha ventus' - Fachgutachten Rastvögel - Abschlussbericht in Vorbereitung - Basisaufnahme, Bauphase und Betrieb (Februar 2008 - März 2013). Im Auftrag der Deutschen Offshore-Testfeld- und Infrastruktur GmbH & Co.KG (DOTI). P. 145. Husum, Hamburg.
- IFAÖ, IBL UMWELTPLANUNG & BIOCONSULT SH. 2015. Cluster 'Nördlich Borkum' Fachgutachten Rastvögel. Untersuchungsjahr 2013 (März 2013 – Dezember 2013). Im Auftrag der UMBO GmbH.
- KEELE, L. J. 2008. Semiparametric Regression for the Social Sciences. Wiley. John Wiley & Sons Ltd., Chichester (UK). 230 pp.
- KOOP, B. 2002. Der Vogelzug über Schleswig-Holstein. Darstellung des sichtbaren Zuges von 1950-2002. Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Flintbek (DEU).
- KUBETZKI, U. 2002. Verbreitung, Bestandsentwicklung, Habitatnutzung und Ernährung der Sturmmöwe in Norddeutschland: Ökologie einer anpassungsfähigen Vogelart im Übergangsbereich zwischen Land und Meer. Institut für Meereskunde an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Kiel (DEU). 122 pp.
- LEOPOLD, M. F., BEMMELEN, R. S. A. VAN & ZUUR, A. F. 2013. Responses of Local Birds to the Offshore Wind Farms PAWP and OWEZ off the Dutch mainland coast. P. 108. IMARES, Wageningen (NL).
- LINDEBOOM, H. J., KOUWENHOVEN, H. J., BERGMAN, M. J. N., BOUMA, S., BRASSEUR, S., DAAN, R., FIJN, R. C., HAAN, D. DE, DIRKSEN, S., HAL, R. VAN, LAMBERS, R. H. R., HOFSTEDE, R. TER, KRIJGSVELD, K. L., LEOPOLD, M. & SCHEIDAT, M. 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letters* 6:1–13.
- MARKONES, N. & GARTHE, S. 2011. Marine Säugetiere und Seevögel in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee - Teilbericht Seevögel. P. 64. Monitoring 2010-2011 - Endbericht, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Büsum (DEU).
- MARKONES, N., GUSE, N., BORKENHAGEN, K., SCHWEMMER, H. & GARTHE, S. 2015. Seevogel-Monitoring 2014 in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. P. 127. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Büsum, Kiel.
- MARKONES, N., SCHWEMMER, H. & GARTHE, S. 2013. Seevogel-Monitoring 2011/2012 in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. P. 71. Bericht für das Bundesamt für Naturschutz, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Büsum, Kiel.
- MENDEL, B., SCHWEMMER, P., PESCHKO, V., MÜLLER, S., SCHWEMMER, H., MERCKER, M. & GARTHE, S. 2019. Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia spp.*). *Journal of Environmental Management* 231:429–438.
- MENDEL, B., SONNTAG, N., SOMMERFELD, J., KOTZERKA, J., MÜLLER, S., SCHWEMMER, H., SCHWEMMER, P. & GARTHE, S. 2015. Untersuchungen zu möglichem Habitatverlust und möglichen Verhaltensänderungen bei Seevögeln im Offshore-Windenergie-Testfeld (TESTBIRD) - Schlussbericht zum Projekt: Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben alpha ventus zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH (StUKplus). P. 166. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste, Außenstelle der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Büsum.
- MENDEL, B., SONNTAG, N., WAHL, J., SCHWEMMER, P., DRIES, H., GUSE, N., MÜLLER, S. & GARTHE, S. 2008. Artensteckbriefe von See- und Wasservögeln der deutschen Nord- und Ostsee: Verbreitung, Ökologie und Empfindlichkeiten gegenüber Eingriffen in ihrem marinen Lebensraum. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg (DEU). 436 pp.
- MÜLLER, H. H. 2015. Seevogel des Jahres 2015: Brandseeschwalbe 36:20–27.

- PERCIVAL, S. 2013. Thanet Offshore Wind Farm Ornithological Report 2012-13. P. 60. Abschlussbericht, Ecology Consulting, Peterborough (UK).
- PERCIVAL, S. 2014. Kentish Flats Offshore Wind Farm: Diver Surveys 2011-12 and 2012-13. P. 25. Vattenfall Ecology Consulting, Durham (UK).
- PETERSEN, I. K., CHRISTENSEN, K. C., KAHLERT, J., DESHOLM, M. & FOX, A. D. 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. P. 161. National Environmental Research Institute (NERI), Aarhus University, Aarhus (DNK).
- PETERSEN, I. K. & FOX, A. D. 2007. Changes in bird habitat utilisation around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular emphasis on Common Scoter. P. 36. National Environmental Research Institute (NERI), University of Aarhus, Aarhus (DNK).
- PETERSEN, I. K., NIELSEN, R. D. & MACKENZIE, M. L. 2014. Post-construction evaluation of bird abundances and distributions in the Horns Rev 2 offshore wind farm area, 2011 and 2012. P. 54. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, ST. Andrews (UK).
- PHILLIPS, R. A., PETERSEN, M. K., LILLIENDAHL, K., SOLMUNDSSON, J., HAMER, K. C., CAMPHUYSEN, C. J. & ZONFRILLO, B. 1999. Diet of the northern fulmar *Fulmarus glacialis*: reliance on commercial fisheries? *Marine Biology* 135:159–170.
- R CORE TEAM. 2019. A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing.
- SCHWEMMER, H., KOTZERKA, J., MENDEL, B. & GARTHE, S. 2014. Gemeinsame Auswertung von Daten zu Seevögeln für das ökologische Effektmonitoring am Testfeld alpha ventus (SEABIRD-DATA). Schlussbericht zum Projekt Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben alpha ventus zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH. Forschungs- und Technologiezentrum (FTZ) Westküste, Büsum (DEU).
- SCHWEMMER, H., MARKONES, N., MÜLLER, S., BORKENHAGEN, K., MERCKER, M. & GARTHE, S. 2019. Aktuelle Bestandsgrößen und -entwicklung des Sterntauchers (*Gavia stellata*) in der deutschen Nordsee.
- SCHWEMMER, P. & GARTHE, S. 2005. At-sea distribution and behaviour of a surfacefeeding seabird, the lesser black-backed gull *Larus fuscus*, and its association with different prey. *Marine Ecology Progress Series*:245–258.
- SCHWEMMER, P. & GARTHE, S. 2006. Spatial patterns in at-sea behaviour during spring migration by little gulls *Larus minutus* in the southeastern North Sea. *Journal of Ornithology* 147:354–366.
- SCHWEMMER, P., MENDEL, B., DIERSCHKE, V. & GARTHE, S. 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: Implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21:1851–1860.
- SKOV, H., DURINCK, J., LEOPOLD, M. F. & TASKER, M. L. 1995. Important Bird Areas for seabirds in the North Sea including the Channel and the Kattegat. BirdLife International, Cambridge (UK). 159 pp.
- SKOV, H., PIPER, W. & LEONHARD, S. B. 2008. Horns Rev II Offshore Wind Farm Monitoring of Resting Waterbirds - Baseline Studies 2007-08. P. 34. Orbicon A/S & DHI Water Environment Health A/S in association with BIOLA, Viby (DNK).
- SPALKE, J., DIEDERICH, A., GRÜNKORN, T., RASMUS, J. & NEHLS, G. 2014. Trauerenten (*Melanitta nigra*) an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste. *Corax* 22:15–25.
- SPEAR, L. B., AINLEY, D. G., HARDESTY, B. D., HOWELL, S. N. G. & WEBB, S. W. 2004. Reducing biases affecting at-sea surveys of seabirds: use of multiple observer teams. *Marine Ornithology* 32:147–157.
- STONE, C. J., WEBB, A. & TASKER, M. L. 1995. The distribution of auks and Procellariiformes in north-west European waters in relation to depth of sea. *Bird Study* 42:50–56.
- SÜDBECK, P., BAUER, H.-G., BOSCHERT, M., BOYE, P. & KNIEF, W. 2009. Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 4. Fassung, Stand 30. November 2007. Pp. 159–227 *Rote Liste gefährdeter*

- Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere.* Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg (DEU).
- UNEP/AEWA SECRETARIAT. 2019. Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA). Agreement Text and Annexes - As amended at the 7th Session of the Meeting of the Parties to AEWA 4 - 8 December 2018, Durban, South Africa. Table 1: Status of the populations of migratory waterbirds. Durban. 62 pp.
- VANERMEN, N., ONKELINX, T., COURTENS, W., VAN DE WALLE, M., VERSTRAETE, H. & STIENEN, E. W. M. 2015. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756:51–61.
- VILELA, R., BACHL, F., SZOSTEK, L., BELLEBAUM, J., BURGER, C., FREUND, A., BECKERS, B., DIEDERICH, A., BRAASCH, A., PIPER, W. & NEHLS, G. 2020. Divers (*Gavia spp.*) in the German North Sea: Changes in Abundance and Effects of Offshore Wind Farms. A study into diver abundance and distribution based on aerial survey data in the German North Sea. BioConsult SH, Husum.
- WALLS, R., CANNING, S., LYE, G., GIVENS, L., GARRETT, C. & LANCASTER, J. 2013. Analysis of Marine Environmental Monitoring Plan Data from the Robin Rigg Offshore Wind Farm, Scotland (Operational Year 1) Executive Summary & Non-Technical Report. P. 204. Natural Power Consultants, Dalry (UK).
- WALTER, E. 2020. Brutbericht aus unseren Schutz- und Zählgebieten im Jahr 2019. *Seevögel, Zeitschrift Verein Jordsand* 41.
- WALTER, U. & BECKER, P. H. 1997. Occurrence and consumption of seabirds scavenging on shrimp trawler discards in the Wadden Sea. *ICES Journal of Marine Science* 54:684–694.
- WEBB, A., MACKENZIE, M., CANECO, B. & DONOVAN, C. 2015. Lincs Wind Farm - Second annual post-construction aerial ornithological monitoring report. HiDef Aerial Surveying Limited.
- WEISS, F., BÜTTGER, H., BAER, J., WELCKER, J. & NEHLS, G. 2016. Erfassung von Seevögeln und Meeressäugtieren mit dem HiDef-Kamerasystem aus der Luft. *Seevögel* 37.
- WELCKER, J. & NEHLS, G. 2016. Displacement of seabirds by an offshore wind farm in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 554:173–182.
- WOLFF, S. 2019. Brutbericht aus unseren Schutz- und Zählgebieten im Jahr 2018. *Seevögel, Zeitschrift Verein Jordsand* 40.
- WOOD, S. 2006. Generalized additive models: an introduction with R. CRC press.
- ZUUR, A. F. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York, NY. 574 pp.

A ANHANG

A.1 OWP und Prüfung der Auswirkungsprognosen

A.1.1 Offshore-Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘

Die Reihenfolge der OWPs entspricht der Nummerierung in Abb. 2.2.

Für jeden OWP im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ wurde ein Vergleich der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides mit den Ergebnissen des aktuellen Umweltmonitorings durchgeführt (vgl. Kap. 4.1.1 bis 4.2). Hierbei ist zu beachten, dass die Größe und Lage der Untersuchungsgebiete der einzelnen OWP mit denen des Clusters nicht übereinstimmen.

Während sich die OWPs Nr. 1 bis 17 in den Gebieten für die schiff- und flugzeugbasierten Untersuchungen befinden, liegt der OWP ‚Riffgat‘ außerhalb des Clusters und der Untersuchungsgebiete und wird im Folgenden nicht berücksichtigt.

Zwar liegen die OWP-Projekte ‚alpha ventus‘ (Nr. 6), ‚Nordsee Two‘ (Nr. 9) und ‚Nordsee Three‘ (Nr. 13) im Cluster ‚Nördlich Borkum‘, sind aber nicht Teil der UMBO GmbH. Mit Veröffentlichung des FEP im Juni 2019 (BSH 2019), wurden zudem die OWP-Projekte ‚Nordsee Two‘ (Nr. 9), ‚OWP Delta Nordsee 1‘ (Nr. 10), ‚OWP Delta Nordsee 2‘ (Nr. 11), ‚Nordsee Three‘ (Nr. 13) und eine Teilfläche von ‚Gode Wind 04‘ (Nr. 17) als veränderte Flächen N-3.5 bis N-3.8 neu ausgewiesen (vgl. Abb. A. 1) und sind seitdem erweitert nicht mehr Teil der UMBO GmbH. Aus diesem Grund wird für diese Projekte keine Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides vorgenommen. Lediglich ‚Gode Wind 04‘ wird überprüft, weil eine Teilfläche weiterhin Teil der UMBO GmbH bleibt. Die OWP-Projekte und Koordinaten der Eckpunkte dieser Flächen entsprechen denen vor Veröffentlichung des FEP 2019.

Im September 2019 wurden die drei Windparks ‚Borkum Riffgrund West I und II‘ sowie ‚OWP West‘ von Ørsted unter dem gemeinsamen Namen ‚Borkum Riffgrund 3‘ zusammengefasst. Eine verkleinerte Teilfläche von ‚Gode Wind 04‘, die nach der Vergabe im Rahmen des FEP 2019 noch Teil der UMBO GmbH geblieben ist, wurde mit ‚Gode Wind 03‘ zum Windpark ‚Gode Wind 03‘ zusammengefasst. Beim Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie wurde die Zusammenlegung beantragt. Bei der Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides dieser OWP-Projekte, werden die Flächen vor Zusammenführung betrachtet.

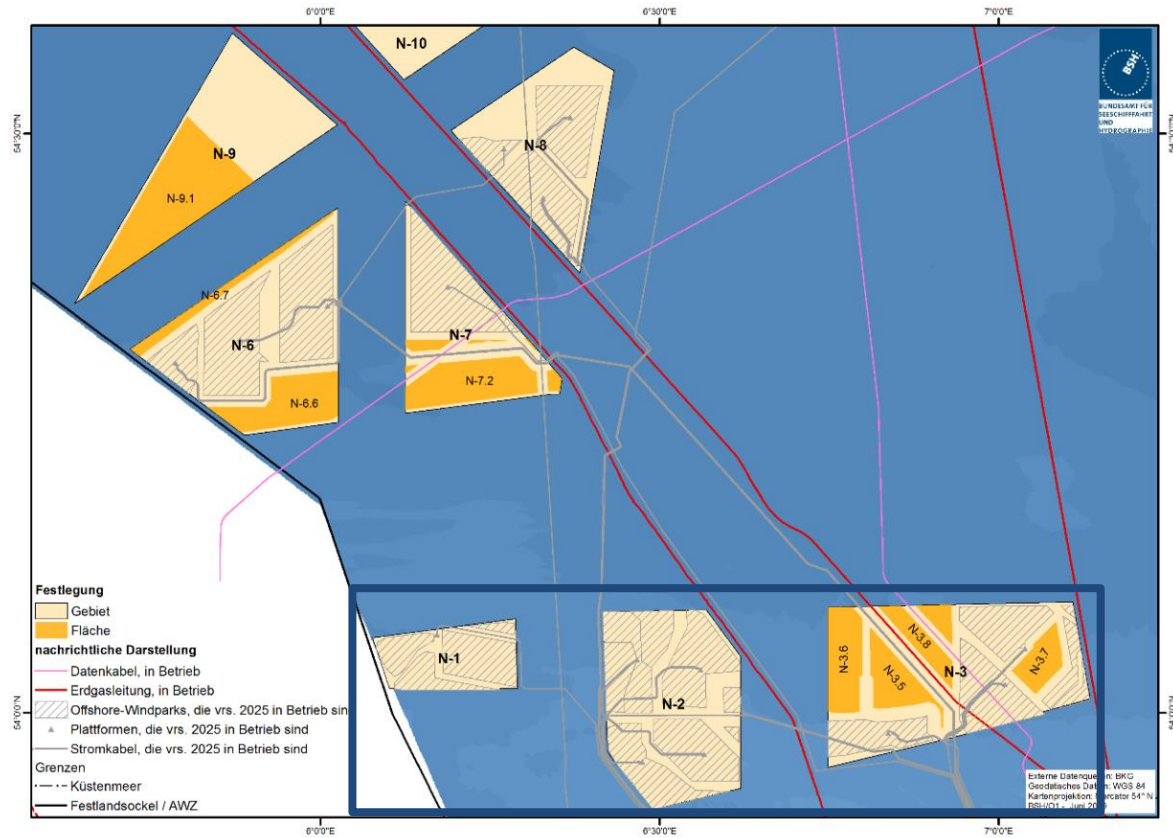


Abb. A. 1 Flächen in den Gebieten N-1, N-2 und N-3 nach dem Flächenentwicklungsplan 2019 (BSH 2019), die im Cluster 'Nördlich Borkum' liegen (blauer Kasten: Lage des Clusters 'Nördlich Borkum').

Borkum Riffgrund West II (Nr. 1)

Historie und Koordinaten

Der OWP ,Borkum Riffgrund West II‘ befand sich 2019 in Planung. Zum Zeitpunkt des Erörterungstermins in 2013 waren 43 Windenergieanlagen mit einer Gesamtleistung von 240 MW in dem ca. 16 km² großen Gebiet geplant. Im September 2019 wurde der OWP gemeinsam mit den OWPs ,Borkum Riffgrund West I‘ und ,OWP West‘ von Ørsted unter dem Namen ,Borkum Riffgrund 3‘ zusammengefasst. Beim Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie wurde die Zusammenlegung beantragt. Die Fertigstellung des OWP ist für 2024 geplant.

Tab. A.1 *Koordinaten der Eckpunkte des OWP ,Borkum Riffgrund West II‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).*

Größe	Latitude	Longitude
16 km ²	westliche Teilfläche	
	54°03'40,23" N	6°05'0,73" E
	54°03'54,90" N	6°05'42,99" E
	54° 04'10,02" N	6°09'17,27" E
	54°04'05,27" N	6°10'00,51" E
	54°03'45,88" N	6°10'01,47" E
	54°03'16,57" N	6°08'36,92" E
	54°02'08,65" N	6°07'14,34" E
	54°01'53,98" N	6°06'32,11" E
	54°02'18,11" N	6°05'47,91" E
	54°03'21,72" N	6°04'53,59" E
	östliche Teilfläche	
	54°04'31,75" N	6°12'53,90" E
	54°04'43,36" N	6°16'25,75" E
	54°04'38,63" N	6°17'11,74" E
	54°04'03,06" N	6°17'13,32" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Da der OWP ,Borkum Riffgrund West II‘ vor der Zusammenführung der Flächen im September 2019 zum Windpark ,Borkum Riffgrund 3‘ noch in Planung war, liegt noch kein Genehmigungsbescheid vor.

OWP West (Nr. 2)

Historie und Koordinaten

Der Windpark ‚OWP West‘ (Abb. 2.2) wurde am 15.04.2014 genehmigt. Auf dem ca. 14 km² großen Gebiet sollten 41 Windenergieanlagen mit einer Gesamtleistung von 240 MW errichtet werden. Im September 2019 wurde der OWP gemeinsam mit den OWPs ‚Borkum Riffgrund West I‘ und ‚Borkum Riffgrund West II‘ von Ørsted unter dem Namen ‚Borkum Riffgrund 3‘ zusammengefasst. Beim Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie wurde die Zusammenlegung beantragt. Die Fertigstellung des OWP ist für 2024 geplant.

Tab. A.2 *Koordinaten der Eckpunkte des Windparks ‚OWP West‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).*

Größe	Latitude	Longitude
14 km ²	54°03'07,08" N	6°10'03,36" E
	54°01'49,68" N	6°10'07,20" E
	54°01'44,94" N	6°10'50,40" E
	54°01'30,66" N	6°12'59,94" E
	54°01'21,12" N	6°14'26,34" E
	54°01'11,52" N	6°15'52,74" E
	54°01'10,44" N	6°07'17,28" E
	54°01'15,18" N	6°06'34,08" E
	54°01'34,56" N	6°06'33,06" E
	54°02'57,18" N	6°08'37,86" E
	54°03'11,82" N	6°09'20,16" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2014) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VSchRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚OWP West‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚OWP West‘ wurde festgestellt, dass Seetaucher insgesamt „nur in geringer Anzahl“ (BSH 2014) im Vorhabengebiet vorkommen. Auch während der aktuellen Erfassungen wurden nur vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 4.3, Tab. 4.7). Die Bewertung des Bestandes ist entsprechend weiterhin gültig. Das Untersuchungsgebiet liegt nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015), sodass „kein erheblicher Habitatverlust“ (BSH 2014) erwartet wird. Im Genehmigungsbescheid

wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung von Windparks durch Seetaucher fest, jedoch war ein Effekt über den Nahbereich (2 km) hinaus nachweisbar (Kapitel 4.3.1). Ein genauer Meideradius ließ sich nicht festlegen, daher wird die im Jahr 2017 festgelegte Meidedistanz von 10 km als Minimum angenommen. Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚OWP West‘ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl“ (BSH 2014). In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 4.32, Abb. 4.33, Tab. 4.17, Tab. 4.18). Bei Zugvögeln sind zwischen den Jahren stark schwankende Dichten normal. Der größte Teil der nachgewiesenen Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben wurde während des Frühjahrszuges und fliegend erfasst. Somit dient das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und weniger als Rastgebiet. Für Seeschwalben wurde im Genehmigungsbescheid eine besondere Bedeutung des Vorhabengebietes ‚OWP West‘ ausgeschlossen. „Auswirkungen des Vorhabens auf Seeschwalben sind demnach nicht zu erwarten.“ (BSH 2014). Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 4.3.7). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Auch die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid nur „in sehr kleiner Anzahl“ festgestellt. In der vorliegenden Untersuchung wurde die Zwergmöwe in geringen bis mittleren Dichten festgestellt und war bei Schiffstransect-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb. 4.12, Tab. 4.10). Dies kann damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Laut Genehmigungsbescheid weisen „alle bisherigen Erkenntnisse [...] darauf hin, dass das Vorhabengebiet „OWP West“ für Zwergmöwen keine besondere Bedeutung hat. Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen sind nach dem aktuellen Kenntnisstand nicht zu erwarten.“ (BSH 2014). Die Gradientenanalyse deutet auf eine geringe Nutzung der Windparkbereiche in der Betriebsphase hin. Eine darüber hinaus gehende Meidereaktion ist nicht eindeutig erkennbar (Kapitel 4.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigen Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Tordalk, Basstölpel, Herings- und Dreizehenmöwe. Diese sind auch weiterhin in mittleren bis hohen Dichten vertreten.

Insgesamt wurde in der aktuellen Untersuchung für einzelne Rastvogelarten ein artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs festgestellt. Diese Effekte sind auch für den Windpark ‚OWP West‘ zu erwarten. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen

dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag.

Es ist anzunehmen, dass die Aussage aus dem Genehmigungsbescheid: „Einzelne Individuen von Arten des Anhangs I der Vogelschutzrichtlinie können zwar durch Meideverhalten nachteilig beeinträchtigt werden, die entsprechenden Populationen werden dadurch jedoch nicht gefährdet.“ (BSH 2014) weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚OWP West‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Borkum Riffgrund West I (Nr. 3)

Historie und Koordinaten

Am 25.02.2004 wurde der OWP ‚Borkum Riffgrund West I‘ (Abb. 2.2) genehmigt. Auf dem rd. 30 km² großen Gebiet sollten 80 Windenergieanlagen mit einer Gesamtleistung von 420 MW errichtet werden. Im September 2019 wurde der OWP gemeinsam mit den OWPs ‚Borkum Riffgrund West I‘ und ‚Borkum Riffgrund West II‘ von Ørsted unter dem Namen ‚Borkum Riffgrund 3‘ zusammengefasst. Beim Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie wurde die Zusammenlegung beantragt. Die Fertigstellung des OWP ist für 2024 geplant.

Tab. A.3 *Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Borkum Riffgrund West I‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).*

Größe	Latitude	Longitude
30 km ²	54° 04' 19,74" N	6° 10' 44,52" E
	54° 03' 37,20" N	6° 17' 15,12" E
	54° 01' 21,00" N	6° 17' 21,72" E
	54° 02' 04,14" N	6° 10' 51,12" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2004a) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VSchRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Borkum Riffgrund West‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Borkum Riffgrund West I‘ wurde festgestellt, dass Seetaucher insgesamt „nur in geringen Abundanzen“ (BSH 2004a) im Vorhabengebiet vorkommen. Auch während der aktuellen Erfassungen wurden nur vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 4.3, Tab. 4.7). Die Bewertung des Bestandes ist entsprechend weiterhin gültig. Das Untersuchungsgebiet liegt nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015), weshalb „nicht von einem für Seetaucher relevanten Habitat gesprochen werden kann, sodass diese danach auch keinen artenspezifischen Habitatverlust erleiden würden“ (BSH 2004a). Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung von Windparks durch Seetaucher fest, jedoch war ein Effekt über den Nahbereich (2 km) hinaus nachweisbar (Kapitel 4.3.1). Ein genauer Meideradius ließ sich nicht festlegen, daher wird die im Jahr 2017 festgelegte Meidedistanz von 10 km als Minimum angenommen. Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den

Windpark ‚Borkum Riffgrund West I‘ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben wurden laut Genehmigungsbescheid im Untersuchungsgebiet „nur in geringen Abundanzen teilweise auch nur in selteneren Ausnahmefällen als Durchzügler festgestellt“ (BSH 2004a). In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 4.32, Abb. 4.33, Tab. 4.17, Tab. 4.18). Allerdings sind stark schwankende Dichten zwischen den Jahren bei Zugvögeln normal. Der größte Teil der nachgewiesenen Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben wurde während der Zugzeit und fliegend erfasst. Somit dient das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und weniger als Rastgebiet. Für Seeschwalben wurde bemerkt „dass eine Qualifizierung des Vorhabensbereiches als in irgendeiner Weise für diese Arten erkennbar bedeutsam fernliegend ist“ und dass „es nicht zu erheblichen Auswirkungen“ kommen dürfte (BSH 2004a). Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 4.3.7). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Auch die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid „nur in geringen Abundanzen teilweise auch nur in selteneren Ausnahmefällen als Durchzügler festgestellt“. In der vorliegenden Untersuchung wurde die Zwergmöwe in geringen bis mittleren Dichten festgestellt und war bei Schiffstransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet. Dies kann damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Auch für Zwergmöwen wurde vermerkt „dass eine Qualifizierung des Vorhabensbereiches als in irgendeiner Weise für diese Arten erkennbar bedeutsam fernliegend ist“ und dass „es nicht zu erheblichen Auswirkungen“ kommen dürfte (BSH 2004a). Die Gradientenanalyse deutet auf eine geringe Nutzung der Windparkbereiche in der Betriebsphase hin. Eine darüber hinaus gehende Meidereaktion ist nicht eindeutig erkennbar (Kapitel 4.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigen Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Tordalk, Basstölpel, Herings- und Dreizehenmöwe. Diese waren auch weiterhin in mittleren bis hohen Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass es „nicht zu erheblichen Auswirkungen auf die festgestellten weiteren Rastvogelarten kommen dürfte“ (BSH 2004a).

Insgesamt konnte in der aktuellen Untersuchung festgestellt werden, dass einzelne Rastvogelarten artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWP's zeigen. Diese Effekte sind auch für den Windpark ‚Borkum Riffgrund West I‘ zu erwarten. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Borkum Riffgrund West I‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Trianel Windpark Borkum I und II (Nr. 4a und 4b)

Historie und Koordinaten

Der OWP ‚Trianel Windpark Borkum‘ (Abb. 2.2) hat eine Fläche von ca. 56 km². Am 03.09.2011 startete die 1. Ausbauphase (4a) mit der Errichtung von 40 WEA. Im April 2012 (05.04.2012) fand die letzte Rammung statt. Während alle Turbinen am 01.06.2014 installiert waren, war der offizielle Betriebsbeginn am 17.05.2015. Die 2. Ausbauphase (4b) beinhaltet die Installation von weiteren 32 WEA. Mit der Errichtung der WEA wurde am 28.06.2018 begonnen. Die Rammungen waren am 26.11.2018 abgeschlossen. In 2019 wurden 50 % der WEA fertig errichtet. Die komplette Inbetriebnahme ist aktuell für Sommer 2020 geplant. Am 17.05.2020 wurde die letzte Turbine errichtet.

Tab. A.4 *Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Trianel Windpark Borkum‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).*

Größe: ca. 56 km ²	Latitude	Longitude
1. Ausbauphase im Betrieb	54°00'00,13" N	6°27'11,84" E
	54°00'45,83" N	6°27'13,17" E
	54°02'35,04" N	6°28'14,10" E
	54°03'42,56" N	6°27'45,40" E
	54°03'41,49" N	6°25'01,59" E
	54°05'15,22" N	6°24'56,16" E
	54°05'17,12" N	6°27'25,34" E
	54°05'09,63" N	6°27'28,80" E
	54°04'44,73" N	6°28'17,49" E
	54°02'36,03" N	6°28'32,48" E
	54°02'17,12" N	6°29'19,72" E
	54°01'58,79" N	6°29'22,56" E
	54°01'53,11" N	6°29'16,15" E
	54°00'00,11" N	6°29'22,45" E

Größe: ca. 56 km ²	Latitude	Longitude
2. Ausbauphase im Bau	54°01'58,79" N	6°29'22,56" E
	54°02'17,12" N	6°29'19,72" E
	54°02'36,03" N	6°28'32,48" E
	54°04'44,73" N	6°28'17,49" E
	54°05'09,63" N	6°27'28,80" E
	54°05'17,12" N	6°27'25,34" E
	54°05'20,11" N	6°31'28,42" E
	54°04'16,75" N	6°31'32,09" E
	54°03'12,78" N	6°30'46,08" E
	54°00'00,13" N	6°27'11,84" E
	54°00'00,11" N	6°25'14,38" E
	54°03'41,49" N	6°25'01,59" E
	54°03'42,56" N	6°27'45,40" E
	54°02'35,04" N	6°28'14,10" E
	54°00'45,83" N	6°27'13,17" E

Tab. A.4 Fortsetzung Tabelle Tab. A.4 (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Ausbauphase 1:

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose der Genehmigungsbescheide (BSH 2008, 2016a) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VSchRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Trianel Windpark Borkum‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Trianel Windpark Borkum‘ (ehemals ‚Borkum West II‘) wurde festgestellt, dass Seetaucher „das Vorhabengebiet in geringer Anzahl im Frühjahr nutzen“ (BSH 2016a). Auch während der aktuellen Erfassungen wurden nur vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 4.3, Tab. 4.7). Die Bewertung des Bestandes ist entsprechend weiterhin gültig. Das Untersuchungsgebiet liegt nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015), sodass „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Seetaucher mit Sicherheit ausgeschlossen werden können“ (BSH 2008, 2016a). Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache

Meidung von Windparks durch Seetaucher fest, jedoch war ein Effekt über den Nahbereich (2 km) hinaus nachweisbar (Kapitel 4.3.1). Ein genauer Meideradius ließ sich nicht festlegen, daher wird die im Jahr 2017 festgelegte Meidedistanz von 10 km als Minimum angenommen. Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Trianel Windpark Borkum‘ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl“ (BSH 2008). Im Genehmigungsbescheid für die Bauphase II wurde das Vorkommen als „allenfalls von durchschnittlicher Bedeutung als Rastgebiet für Seeschwalben“ eingestuft (BSH 2016a). In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 4.32, Abb. 4.33, Tab. 4.17, Tab. 4.18). Allerdings sind stark schwankende Dichten zwischen den Jahren bei Zugvögeln normal. Der größte Teil der nachgewiesenen Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben wurde während der Zugzeit und fliegend erfasst. Somit dient das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und weniger als Rastgebiet. Eine besondere Bedeutung des Vorhabensgebietes ‚Trianel Windpark Borkum‘ für Seeschwalben wurde ausgeschlossen und „Auswirkungen des Vorhabens auf Seeschwalben sind demnach nicht zu erwarten“ (BSH 2008). Die Plangenehmigung für den Ausbau des Windparks teilt diese Annahme. Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 4.3.7). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Die Zwergmöwe kommt laut Genehmigungsbescheid „eher vereinzelt“ (BSH 2016a) vor. In der vorliegenden Untersuchung wurde die Zwergmöwe in geringen bis mittleren Dichten festgestellt und war bei Schiffstransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb. 4.12, Tab. 4.10). Dies kann damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Auch für Zwergmöwen wurde vermerkt „dass das Vorhabensgebiet ‚Borkum West II‘ keine besondere Bedeutung hat“ und „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen nicht zu erwarten sind“ (BSH 2008, 2016a). Die Gradientenanalyse deutet auf eine geringe Nutzung der Windparkbereiche in der Betriebsphase hin. Eine darüber hinaus gehende Meidereaktion ist nicht eindeutig erkennbar (Kapitel 4.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigen Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Herings- und Dreizehenmöwe. Diese sind auch weiterhin in höheren Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass „der Bau und Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen im Vorhabensgebiet ‚Borkum West II‘ unter Berücksichtigung auswirkungsminimierender Maßnahmen keine erheblichen Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel als Bestandteil der Meeresumwelt haben wird (BSH 2008, 2016a).

Insgesamt wurde in der aktuellen Untersuchung für einzelne Rastvogelarten ein artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs festgestellt. Diese Effekte gelten auch für den Windpark ‚Trianel Windpark Borkum‘. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Trianel Windpark Borkum, Ausbauphase 1‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Ausbauphase 2:

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose der Genehmigungsbescheide (BSH 2008, 2016a) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VSchRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Trianel Windpark Borkum‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Trianel Windpark Borkum‘ (ehemals ‚Borkum West II‘) wurde festgestellt, dass Seetaucher „das Vorhabengebiet in geringer Anzahl im Frühjahr nutzen“ (BSH 2016a). Auch während der aktuellen Erfassungen wurden nur vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 4.3, Tab. 4.7). Die Bewertung des Bestandes ist entsprechend weiterhin gültig. Das Untersuchungsgebiet liegt nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015), sodass „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Seetaucher mit Sicherheit ausgeschlossen werden können“ (BSH 2008, 2016a). Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung von Windparks durch Seetaucher fest, jedoch war ein Effekt über den Nahbereich (2 km) hinaus nachweisbar (Kapitel 4.3.1). Ein genauer Meideradius ließ sich nicht festlegen, daher wird die im Jahr 2017 festgelegte Meidedistanz von 10 km als Minimum angenommen. Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Trianel Windpark Borkum‘ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl“ (BSH 2008). Im Genehmigungsbescheid für die Bauphase II wurde das Vorkommen als „allenfalls von durchschnittlicher Bedeutung als Rastgebiet für Seeschwalben“ eingestuft (BSH 2016a). In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 4.32, Abb. 4.33, Tab. 4.17, Tab. 4.18). Allerdings sind stark schwankende Dichten zwischen den Jahren bei Zugvögeln normal. Der größte Teil der nachgewiesenen Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben wurde während der Zugzeit und fliegend erfasst. Somit dient das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und

weniger als Rastgebiet. Eine besondere Bedeutung des Vorhabensgebietes ‚Trianel Windpark Borkum‘ für Seeschwalben wurde ausgeschlossen und „Auswirkungen des Vorhabens auf Seeschwalben sind demnach nicht zu erwarten“ (BSH 2008). Die Plangenehmigung für den Ausbau des Windparks teilt diese Annahme. Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 4.3.7). Auch wenn in manchen Jahren geringfügig höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Die Zwergmöwe kommt laut Genehmigungsbescheid nur „eher vereinzelt“ (BSH 2016a) vor. In der vorliegenden Untersuchung wurde die Zwergmöwe in geringen bis mittleren Dichten festgestellt und war bei Schiffstransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb. 4.12, Tab. 4.10). Dies kann damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Auch für Zwergmöwen wurde vermerkt „dass das Vorhabensgebiet ‚Borkum West II‘ keine besondere Bedeutung hat“ und „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen nicht zu erwarten sind“ (BSH 2008, 2016a). Die Gradientenanalyse deutet auf eine geringe Nutzung der Windparkbereiche in der Betriebsphase hin. Eine darüber hinaus gehende Meidereaktion ist nicht eindeutig erkennbar (Kapitel 4.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigen Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Herings- und Dreizehenmöwe. Diese sind auch weiterhin in höheren Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass „der Bau und Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen im Vorhabensgebiet ‚Borkum West II‘ unter Berücksichtigung auswirkungsminimierender Maßnahmen keine erheblichen Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel als Bestandteil der Meeresumwelt haben wird (BSH 2008, 2016a).

Insgesamt konnte in der aktuellen Untersuchung festgestellt werden, dass einzelne Rastvogelarten artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWP's zeigen. Diese Effekte gelten auch für den Windpark ‚Trianel Windpark Borkum‘. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Trianel Windpark Borkum, Ausbauphase 2‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Merkur Offshore (Nr. 5)

Historie und Koordinaten

Der OWP ‚Merkur Offshore‘ (Abb. 2.2) wurde am 31.08.2009 mit 80 Windenergieanlagen auf einer Fläche von 47 km² genehmigt. Mit der Plangenehmigung vom 20.04.2016 wurde die Anzahl der Windenergieanlagen auf 66 reduziert. Die Größe des Windparkgebietes beträgt nun 39 km². Mit dem Bau wurde am 20.04.2017 begonnen. Die Rammphase endete mit der letzten Rammung am 07.07.2017. Die Errichtung der Turbinen dauerte bis zum 13.09.2018. Die Betriebsfreigabe fand am 29.07.2019 statt. Vorher befanden sich die Anlagen bereits im Probetrieb.

Tab. A.5 Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Merkur Offshore‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Latitude	Longitude
39 km ²	54° 05' 20,67"	6° 32' 22,36"
	54° 05' 21,27"	6° 33' 06,44"
	54° 05' 08,89"	6° 33' 51,86"
	54° 02' 36,62"	6° 37' 07,74"
	54° 02' 10,91"	6° 37' 07,64"
	54° 02' 02,19"	6° 34' 01,66"
	54° 00' 15,50"	6° 34' 07,24"
	54° 00' 27,04"	6° 30' 15,95"
	54° 01' 47,49"	6° 30' 12,09"

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2009a) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VSchRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Merkur Offshore‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Merkur Offshore‘ wurde festgestellt, dass Seetaucher insgesamt „nur in geringer Anzahl“ (BSH 2009a) im Vorhabengebiet vorkommen. Auch während der aktuellen Erfassungen wurden nur vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 4.3, Tab. 4.7). Die Bewertung des Bestandes ist entsprechend weiterhin gültig. Das Untersuchungsgebiet liegt nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015), sodass „keine erheblichen Auswirkungen auf die Seetaucherbestände“ (BSH 2009a) erwartet werden. Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung von Windparks durch Seetaucher fest, jedoch war ein Effekt über den Nahbereich (2 km) hinaus nachweisbar (Kapitel 4.3.1). Ein genauer Meideradius ließ sich nicht festlegen, daher wird die im Jahr 2017 festgelegte Meidedistanz von

10 km als Minimum angenommen. Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Merkur Offshore‘ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „überwiegend in den Hauptzugzeiten“ (BSH 2009a). Diese Beschreibung gilt auch für die aktuellen Erfassungen. In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 4.32, Abb. 4.33, Tab. 4.17, Tab. 4.18). Jedoch wurde schon im Genehmigungsbescheid bemerkt, dass eine „starke interannuelle Variabilität des Vogelvorkommens in diesem Bereich“ herrscht (BSH 2009a). Die Ergebnisse „schließen [...] eine besondere Bedeutung des Vorhabensgebietes [...] für Seeschwalben“ aus (BSH 2009a). Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 4.3.7). Auch wenn in manchen Jahren etwas höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Auch die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid nur „vereinzelt“ registriert (BSH 2009a). In der vorliegenden Untersuchung wurde die Zwergmöwe in geringen bis mittleren Dichten festgestellt und war bei Schiffstransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb. 4.12, Tab. 4.10). Somit gilt auch für diese Art die generelle Aussage, dass eine „starke interannuelle Variabilität des Vogelvorkommens in diesem Bereich“ herrscht (BSH 2009a). Auch für Zwergmöwen wurde vermerkt, dass das Vorhabensgebiet „keine besondere Bedeutung“ hat (BSH 2009a). Die Gradientenanalyse deutet auf eine geringe Nutzung der Windparkbereiche in der Betriebsphase hin. Eine darüber hinaus gehende Meidereaktion ist nicht eindeutig erkennbar (Kapitel 4.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigen Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Tordalk, Herings- und Dreizehenmöwe. Weiterhin traten Sturm-, Mantel- und Silbermöwen sowie Basstölpel im Vorhabensgebiet auf, während Lachmöwen, Eissturmvogel und Trauerenten nur seltener festgestellt wurden. Diese Beschreibung hat weiterhin größtenteils Bestand und die häufigeren Arten sind auch weiterhin in hohen Dichten vertreten. Im Genehmigungsbescheid wurde angenommen, dass das Bauvorhaben „keine erheblichen Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel als Bestandteil der Meeresumwelt haben wird“ (BSH 2009a).

Insgesamt konnte in der aktuellen Untersuchung festgestellt werden, dass einzelne Rastvogelarten artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs zeigen. Diese Effekte sind auch für den Windpark ‚Merkur Offshore‘ zu erwarten. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Merkur Offshore‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

alpha ventus (Nr. 6)

Historie und Koordinaten

„alpha ventus“ (Abb. 2.2) ist der erste deutsche Offshore-Windpark in der AWZ der Nordsee. Auf einem 6,5 km² großen Gebiet wurden 12 Windenergieanlagen errichtet. Ab Juli 2008 erfolgte der Aufbau der Plattform „alpha ventus“, wobei die Gründungsarbeiten für das Umspannwerk im September 2008 begannen. Ab April 2009 wurden die Gründungsarbeiten der 12 WEA durchgeführt. Die Errichtung der WEA war im November 2009 abgeschlossen. Die offizielle Inbetriebnahme des OWP „alpha ventus“ erfolgte am 27. April 2010.

Tab. A.6 Koordinaten der Eckpunkte des OWP „alpha ventus“ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Latitude	Longitude
6,5 km ²	54°00'00,00" N	6°35'24,00" E
	54°01'36,00" N	6°35'18,00" E
	54°01'36,00" N	6°37'18,00" E
	54°00'00,00" N	6°37'24,00" E

Borkum Riffgrund 1 (Nr. 7)

Historie und Koordinaten

Der OWP „Borkum Riffgrund 1“ (Abb. 2.2) (Größe: 36 km²) umfasst 78 Windenergieanlagen des Typs Siemens 3.6-120 und ein Umspannwerk (Offshore-Substation).

Baubeginn im OWP „Borkum Riffgrund 1“, zunächst mit der Installation der Offshore Substation, war im August 2013. Die Offshore-Substation besteht aus einer Jacket-Gründung mit acht Gründungspfählen sowie einer Topside. Im Oktober 2013 wurde mit dem Ausbringen der Filterschicht für den Kolkchutz der Fundamente begonnen. Die eigentlichen Bauarbeiten mit der Gründung von insgesamt 77 Monopiles und Transition Pieces begannen am 21.01.2014. Die Rammungen wurden am 28.07.2014 abgeschlossen. Die Turbinen waren am 22.05.2015 komplett installiert. Seit dem 14.06.2015 ist der OWP offiziell in Betrieb.

Tab. A.7 Koordinaten der Eckpunkte des OWP „Borkum Riffgrund 1“ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Latitude	Longitude
ca. 36 km ²	53° 59' 40,00" N	6° 29' 28,00" E
	53° 59' 40,00" N	6° 33' 36,00" E
	53° 57' 39,00" N	6° 37' 01,00" E
	53° 56' 25,00" N	6° 37' 01,00" E
	53° 56' 25,00" N	6° 32' 54,00" E

Größe	Latitude	Longitude
	53° 58' 26',00' N	6° 29' 29,00'' E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2004b) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VSchRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des OWPs ‚Borkum Riffgrund 1‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Borkum Riffgrund 1‘ wurde festgestellt, dass nur „vereinzelte Exemplare von Seetauchern“ (BSH 2004b) im Vorhabengebiet vorkommen. Auch während der aktuellen Erfassungen wurden nur vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 4.3, Tab. 4.7). Die Bewertung des Bestandes ist auch nach der aktuellen Untersuchung weiterhin gültig. Das Untersuchungsgebiet liegt nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015), sodass kein erheblicher Habitatverlust (BSH 2004b) erwartet wird. Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung von Windparks durch Seetaucher fest, jedoch war ein Effekt über den Nahbereich (2 km) hinaus nachweisbar (Kapitel 4.3.1). Ein genauer Meideradius ließ sich nicht festlegen, daher wird die im Jahr 2017 festgelegte Meidedistanz von 10 km als Minimum angenommen. Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Borkum Riffgrund 1‘ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben wurden laut Genehmigungsbescheid ebenfalls in geringen Dichten im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 4.32, Abb. 4.33, Tab. 4.17, Tab. 4.18). Allerdings sind stark schwankende Dichten zwischen den Jahren bei Zugvögeln normal. Der größte Teil der nachgewiesenen Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben wurde während der Zugzeit und fliegend erfasst. Somit dient das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und weniger als Rastgebiet. Laut Genehmigungsbescheid (BSH 2004b) könnte „das Vorhabensgebiet [...] eine Bedeutung für den Durchzug der [...] Brandseeschwalbe haben“. Weiterhin wurde jedoch für Seeschwalben bemerkt „dass eine Qualifizierung des Vorhabensbereiches als in irgendeiner Weise für diese Arten erkennbar bedeutsam fernliegend ist“ und dass es „nicht zu erheblichen Auswirkungen“ kommen dürfte (BSH 2004b). Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 4.3.7). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten

im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Auch für die Zwergmöwe wurden laut Genehmigungsbescheid nur geringe Dichten ermittelt. In der vorliegenden Untersuchung wurde die Zwergmöwe in geringen bis mittleren Dichten festgestellt und war bei Schiffstransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb. 4.12, Tab. 4.10). Dies kann damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Für Zwergmöwen wurde im Genehmigungsbescheid ebenfalls vermerkt „dass eine Qualifizierung des Vorhabensbereiches als in irgendeiner Weise für diese Arten erkennbar bedeutsam fernliegend ist“ und dass „es nicht zu erheblichen Auswirkungen“ kommen dürfte (BSH 2004b). Die Gradientenanalyse deutet auf eine geringe Nutzung der Windparkbereiche in der Betriebsphase hin. Eine darüber hinaus gehende Meidereaktion ist nicht eindeutig erkennbar (Kapitel 4.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigen Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Tordalk, Herings- und Dreizehenmöwe. Diese sind auch weiterhin in hohen Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass es „nicht zu erheblichen Auswirkungen auf die festgestellten weiteren Rastvogelarten kommen dürfte“ (BSH 2004b).

Insgesamt konnte in der aktuellen Untersuchung festgestellt werden, dass einzelne Rastvogelarten artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs zeigen. Diese Effekte gelten auch für den Windpark ‚Borkum Riffgrund 1‘. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Borkum Riffgrund 1‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Borkum Riffgrund 2 (Nr. 8)

Historie und Koordinaten

Der OWP ,Borkum Riffgrund 2' (Abb. 2.2) wurde am 30.12.2011 genehmigt. Im OWP, der aus zwei Teilflächen besteht (Größe insgesamt: ca. 35 km²), sollen 56 Windenergieanlagen stehen. Mit dem Bau des Umspannwerks wurde am 17.07.2017 begonnen. Die Fundamente wurden zwischen dem 05.03.2018 und 25.05.2018 errichtet. Die letzte WEA wurde am 31.08.2018 installiert. Die Inbetriebnahme der letzten WEA laut EEG war der 08.11.2018. Seit dem 04.06.2019 ist der OWP offiziell in Betrieb.

Tab. A.8 *Koordinaten der Eckpunkte des OWP ,Borkum Riffgrund 2' (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).*

Größe	Latitude	Longitude
35 km ²	östliche Teilfläche	
	53° 59' 15,45"	6° 35' 38,94"
	53° 59' 15,44"	6° 37' 01,28"
	53° 58' 26,92"	6° 37' 01,25"
	westliche Teilfläche	
	53° 55' 55,77"	6° 36' 14,07"
	53° 55' 03,16"	6° 30' 04,18"
	53° 54' 59,09"	6° 29' 20,66"
	53° 57' 11,86"	6° 26' 21,05"
	53° 57' 38,16"	6° 25' 52,22"
	53° 58' 02,15"	6° 25' 26,95"
	53° 59' 14,22"	6° 25' 21,48"
	53° 59' 27,77"	6° 26' 29,30"
	53° 59' 27,76"	6° 28' 25,31"
	53° 58' 26,31"	6° 28' 25,49"
	53° 58' 02,27"	6° 28' 47,50"
	53° 57' 40,00"	6° 28' 47,56"
	53° 57' 12,25"	6° 30' 30,50"
	53° 56' 24,32"	6° 32' 13,36"
	53° 55' 58,03"	6° 33' 11,93"

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2011) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VSchRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ,Borkum Riffgrund 2' die folgenden

Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Borkum Riffgrund 2‘ wurde festgestellt, dass Seetaucher insgesamt „in geringer Anzahl“ (BSH 2011) im Vorhabensgebiet vorkommen. Auch während der aktuellen Erfassungen wurden nur vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 4.3, Tab. 4.7). Die Bewertung des Bestandes ist entsprechend weiterhin gültig. Das Untersuchungsgebiet liegt nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015), so „dass sowohl das Vorhabensgebiet ‚Borkum Riffgrund 2‘ als auch seine mittelbare Umgebung eine geringe bis höchstens durchschnittliche Bedeutung für Seetaucher haben“ (BSH 2011) und kein erheblicher Habitatverlust erwartet wird. Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung von Windparks durch Seetaucher fest, jedoch war ein Effekt über den Nahbereich (2 km) hinaus nachweisbar (Kapitel 4.3.1). Ein genauer Meideradius ließ sich nicht festlegen, daher wird die im Jahr 2017 festgelegte Meidedistanz von 10 km als Minimum angenommen. Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Borkum Riffgrund 2‘ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid „das Vorhabensgebiet kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl während der Zugzeiten“ (BSH 2011). In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 4.32, Abb. 4.33, Tab. 4.17, Tab. 4.18). Allerdings sind stark schwankende Dichten zwischen den Jahren bei Zugvögeln normal. Der größte Teil der nachgewiesenen Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben wurde während der Zugzeit und fliegend erfasst. Somit dient das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und weniger als Rastgebiet. Für Seeschwalben wurde bemerkt, „dass durch die Realisierung des Vorhabens ‚Borkum Riffgrund 2‘ nicht von einem Flächenverlust für Seeschwalben ausgegangen werden könne“ und dass „Auswirkungen des Vorhabens auf Seeschwalben demnach nicht zu erwarten sind“ (BSH 2011). Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 4.3.7). Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Borkum Riffgrund 2‘ keine Auswirkungen für Seeschwalben zu erwarten.

Die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid nur „in kleiner Anzahl“ ermittelt. In der vorliegenden Untersuchung wurde die Zwergmöwe in geringen bis mittleren Dichten festgestellt und war bei Schiffstransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb. 4.12, Tab. 4.10). Dies kann damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Auch für Zwergmöwen wurde vermerkt, „dass durch die Realisierung des Vorhabens ‚Borkum Riffgrund 2‘ nicht von einem Flächenverlust für Zwergmöwen ausgegangen werden könne“ und „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen nach dem aktuellen Kenntnisstand nicht zu erwarten sind“ (BSH 2011). Die Gradientenanalyse deutet auf eine

geringe Nutzung der Windparkbereiche in der Betriebsphase hin. Eine darüber hinaus gehende Meidereaktion ist nicht eindeutig erkennbar (Kapitel 4.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigen Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Herings- und Dreizehenmöwe. Diese sind auch weiterhin in höheren Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass „der Bau und Betrieb von Offshore-WEA im Vorhabensgebiet ‚Borkum Riffgrund 2‘ keine erheblichen Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel als Bestandteil der Meeresumwelt haben wird“ (BSH 2011).

Insgesamt wurde in der aktuellen Untersuchung für einzelne Rastvogelarten ein artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs festgestellt. Diese Effekte sind auch für den Windpark ‚Borkum Riffgrund 2‘ zu erwarten. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Borkum Riffgrund 2‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Nordsee Two (Nr. 9)

Historie und Koordinaten

Der OWP ‚Nordsee Two‘ (Abb. 2.2) wurde am 26.08.2013 genehmigt und hat eine Größe von 36 km². Es sollten 48 Windenergieanlagen errichtet werden. Mit Veröffentlichung des FEP im Juni 2019 (BSH 2019), wurde das OWP-Projekt ‚Nordsee Two‘ als veränderte Fläche N-3.8 neu ausgewiesen und ist seitdem nicht mehr Teil der UMBO GmbH.

Tab. A.9 Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Nordsee Two‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Latitude	Longitude
36 km ²	54°05'33,13" N	6°49'17,29" E
	54°05'33,01" N	6°55'42,78" E
	54°05'17,35" N	6°55'55,47" E
	54°02'40,57" N	6°55'55,48" E
	54°01'19,38" N	6°55'41,39" E
	54°01'38,31" N	6°55'12,46" E
	54°05'17,84" N	6°49'40,02" E
	54°05'33,13" N	6°49'17,29" E

OWP Delta Nordsee I (Nr. 10)

Historie und Koordinaten

Am 11.02.2005 wurde der Windpark ,OWP Delta Nordsee I' (Abb. 2.2) genehmigt. In dem 17 km² großen Gebiet sollten 47 Windenergieanlagen errichtet werden. Für den Baubeginn bestand eine Fristverlängerung bis zum 30.06.2020. Mit Veröffentlichung des FEP im Juni 2019 (BSH 2019), wurde das OWP-Projekt ,OWP Delta Nordsee I' zusammen mit dem OWP-Projekt ,OWP Delta Nordsee II' als veränderte Fläche N-3.6 neu ausgewiesen und ist seitdem nicht mehr Teil der UMBO GmbH.

Tab. A.10 Koordinaten der Eckpunkte des OWP ,OWP Delta Nordsee I' (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Latitude	Longitude
17 km ²	54°04'09,00" N	6°44'51,60" E
	54°04'09,00" N	6°47'03,00" E
	54°00'22,20" N	6°47'03,00" E
	54°00'22,20" N	6°44'51,60" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2005) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VSchRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ,OWP Delta Nordsee I' die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ,OWP Delta Nordsee 1' wurde für Seetaucher zusammengefasst, dass ihr Vorkommen im Vorhabensgebiet „keine besondere Bedeutung zu haben scheint, sondern an bedeutsamere Überwinterungsgebiete, die küstennäher liegen, angrenzt“ (BSH 2005). Während der aktuellen Erfassungen wurden vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 4.3, Tab. 4.7). Die Bewertung des Bestandes ist entsprechend weiterhin gültig. Das Untersuchungsgebiet liegt nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015), sodass „nicht von einem für Seetaucher relevanten Habitat“ ausgegangen wird und diese „danach auch keinen erheblichen Habitatverlust erleiden“ würden (BSH 2005). Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung von Windparks durch Seetaucher fest, jedoch war ein Effekt über den Nahbereich (2 km) hinaus nachweisbar (Kapitel 4.3.1). Ein genauer Meideradius ließ sich nicht festlegen, daher wird die im Jahr 2017 festgelegte Meidedistanz von 10 km als Minimum angenommen. Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den

Windpark ‚OWP Delta Nordsee 1‘ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet in „geringen Abundanzen“ (BSH 2005). In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 4.32, Abb. 4.33, Tab. 4.17, Tab. 4.18). Allerdings sind stark schwankende Dichten zwischen den Jahren bei Zugvögeln normal. Der größte Teil der nachgewiesenen Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben wurde während der Zugzeit und fliegend erfasst. Somit dient das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und weniger als Rastgebiet. U. a. für Seeschwalben wurde bemerkt, dass „eine Qualifizierung des Vorhabensbereiches als in irgendeiner Weise für diese Arten erkennbar bedeutsam fernliegend ist“ (BSH 2005). Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 4.3.7). Auch wenn in manchen Jahren etwas höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Auch die Zwergmöwe kam laut Genehmigungsbescheid „nicht besonders häufig“ vor. In der vorliegenden Untersuchung wurde die Zwergmöwe in geringen bis mittleren Dichten festgestellt und war bei Schiffstransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb. 4.12, Tab. 4.10). Dies kann damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass für diese Art das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Auch für Zwergmöwen wurde vermerkt, dass „eine Qualifizierung des Vorhabensbereiches als in irgendeiner Weise für diese Arten erkennbar bedeutsam fernliegend ist“ (BSH 2005). Die Gradientenanalyse deutet auf eine geringe Nutzung der Windparkbereiche in der Betriebsphase hin. Eine darüber hinaus gehende Meidereaktion ist nicht eindeutig erkennbar (Kapitel 4.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Im Genehmigungsbescheid werden zudem Heringsmöwe und Trottellumme als besonders häufige Rastvögel genannt. Diese sind auch weiterhin in höheren Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass „etwaig auftretende Störungen oder Beeinträchtigungen als vergleichsweise gering und damit als hinnehmbar zu bewerten“ sind (BSH 2005).

Insgesamt wurde in der aktuellen Untersuchung für einzelne Rastvogelarten ein artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs festgestellt. Diese Effekte sind auch für den Windpark ‚OWP Delta Nordsee 1‘ zu erwarten. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚OWP Delta Nordsee 1‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

OWP Delta Nordsee II (Nr. 11)

Historie und Koordinaten

Der Windpark ,OWP Delta Nordsee II' (Abb. 2.2) wurde am 31.08.2009 genehmigt. Das Gebiet hat eine Größe von 10 km². Es sollten 32 Windenergieanlagen errichtet werden. Für den Baubeginn bestand ebenfalls eine Fristverlängerung bis zum 30.06.2020. Mit Veröffentlichung des FEP im Juni 2019 (BSH 2019), wurde das OWP-Projekt ,OWP Delta Nordsee II' zusammen mit dem OWP-Projekt ,OWP Delta Nordsee I' als veränderte Fläche N-3.6 neu ausgewiesen und ist seitdem nicht mehr Teil der UMBO GmbH.

Tab. A.11 Koordinaten der Eckpunkte des OWP ,OWP Delta Nordsee II' (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Latitude	Longitude
10 km ²	54°04'39,67" N	6°44'51,60" E
	54°04'39,61" N	6°47'39,38" E
	53°59'59,15" N	6°47'38,93" E
	53°59'59,21" N	6°44'51,47" E
	54°04'09,25" N	6°44'51,48" E
	54°04'09,23" N	6°47'03,47" E
	54°00'22,15" N	6°47'03,26" E
	54°00'22,17" N	6°44'51,47" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2009d) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VSchRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ,OWP Delta Nordsee 2' die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ,OWP Delta Nordsee 2' wurde zusammengefasst, dass Seetaucher im Untersuchungsgebiet in kleiner Anzahl vorkommen und „dass sowohl das Vorhabensgebiet „Delta Nordsee 2“ als auch seine mittelbare Umgebung eine durchschnittliche Bedeutung für Seetaucher haben“ (BSH 2009d). Während der aktuellen Erfassungen wurden vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 4.3, Tab. 4.7). Die Bewertung des Bestandes ist entsprechend weiterhin gültig. Im Genehmigungsbescheid wird zwar zunächst festgestellt, dass in der Betriebsphase bei stör anfälligen Arten, wie dem Seetaucher, zu einem Habitatverlust kommen kann, da das Untersuchungsgebiet aber nicht im Hauptverbreitungsgebiet

der Seetaucher (Garthe et al. 2015) liegt, wird bei Berücksichtigung des 1 %-Kriteriums auch bei kumulativer Betrachtung der Auswirkungen „nicht von einem erheblichen Habitatverlust für die Seetaucherpoptulation“ ausgegangen (BSH 2009d). Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung von Windparks durch Seetaucher fest, jedoch war ein Effekt über den Nahbereich (2 km) hinaus nachweisbar (Kapitel 4.3.1). Ein genauer Meideradius ließ sich nicht festlegen, daher wird die im Jahr 2017 festgelegte Meidedistanz von 10 km als Minimum angenommen. Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ,OWP Delta Nordsee 2‘ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl“ (BSH 2009d). Seeschwalben werden in der AWZ v. a. als Durchzügler registriert. Daher sind schwankende Anzahlen mit Maximalbeständen im Frühjahr und Herbst charakteristisch für diese Artgruppe. Seeschwalben wurden in der aktuellen Untersuchung in ähnlicher Anzahl (in geringen bis mittleren Dichten) registriert wie im Genehmigungsbescheid genannt. Für Küsten- und Flusseeeschwalbe hat das Vorhabensgebiet „Delta Nordsee 2“ laut Genehmigungsbescheid (BSH 2009d) während des Zuges „keine besondere und für die Brandseeschwalbe eine durchschnittliche Bedeutung“. Es wird festgestellt, dass „eine Gefährdung auf Populationsniveau auszuschließen ist. Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 4.3.7). Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ,OWP Delta Nordsee 2‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid nur „eher vereinzelt“ registriert (BSH 2009d). Die Zwergmöwe tritt in der AWZ als Wintergast und v. a. als Durchzügler auf und kann daher stark schwankende Bestandszahlen aufweisen. In der vorliegenden Untersuchung wurde die Zwergmöwe in geringen bis mittleren Dichten festgestellt und war bei Schiffstransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb. 4.12, Tab. 4.10). Im Genehmigungsbescheid wird festgestellt, dass das Vorhabensgebiet „keine besondere Bedeutung“ für Zwergmöwen hat und daher „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen“ nicht zu erwarten sind (BSH 2009d). Die Gradientenanalyse deutet auf eine geringe Nutzung der Windparkbereiche in der Betriebsphase hin. Eine darüber hinaus gehende Meidereaktion ist nicht eindeutig erkennbar (Kapitel 4.3.3). Da die Zwergmöwe nach den aktuellen Ergebnissen weiterhin in vergleichbaren Häufigkeiten wie in der Genehmigung betrachtet im Durchzug auftritt, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ,OWP Delta Nordsee 2‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigen Arten im Untersuchungsgebiet Möwen der Gattung *Larus* (besonders schiffsfolgende Arten) sowie Trottellumme, Tordalk und Dreizehenmöwe, während Eissturmvogel und Basstölpel seltener registriert wurden (BSH 2009d). Die als häufig klassifizierten Arten sind auch weiterhin in höheren Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass es „unter Berücksichtigung auswirkungsminimierender

Maßnahmen keine erheblichen Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel als Bestandteil der Meeresumwelt haben wird“ (BSH 2009d).

Insgesamt konnte in der aktuellen Untersuchung festgestellt werden, dass einzelne Rastvogelarten artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs zeigen. Diese Effekte sind auch für den Windpark ,OWP Delta Nordsee 2‘ zu erwarten. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ,OWP Delta Nordsee 2‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Nordsee One (Nr. 12)

Historie und Koordinaten

Auf einer Fläche von ca. 41 km² wurden im OWP ‚Nordsee One‘ (Abb. 2.2) 54 Windenergieanlagen errichtet. Der OWP wurde am 04.04.2012 genehmigt. Der Bau begann am 14.12.2015. Die letzte Rammung fand am 07.05.2016 statt. Seit dem 20.12.2017 ist der OWP ‚Nordsee One‘ offiziell in Betrieb.

Tab. A.12 Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Nordsee One‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Latitude	Longitude
ca. 41 km ²	53°57'14,42" N	6°44'51,61" E
	53°59'38,09" N	6°44'51,61" E
	53°59'50,73" N	6°53'40,22" E
	53°58'58,07" N	6°53'40,43" E
	53°58'36,69" N	6°54'11,07" E
	53°58'15,22" N	6°51'53,78" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2012) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VSchRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Nordsee One‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Nordsee One‘ (ehemals Innogy Nordsee 1‘) wurde für Seetaucher zusammengefasst, dass „Seetaucher in kleiner Anzahl vorkommen“ (BSH 2012). Auch während der aktuellen Erfassungen wurden nur vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 4.3, Tab. 4.7). Da das Untersuchungsgebiet nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015) liegt, wird davon ausgegangen, dass „erhebliche Auswirkungen des Vorhabens auf Seetaucher nach dem aktuellen Kenntnisstand nicht zu erwarten sind“ (BSH 2012). Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung von Windparks durch Seetaucher fest, jedoch war ein Effekt über den Nahbereich (2 km) hinaus nachweisbar (Kapitel 4.3.1). Ein genauer Meideradius ließ sich nicht festlegen, daher wird die im Jahr 2017 festgelegte Meidedistanz von 10 km als Minimum angenommen. Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Trotz der deutlich stärkeren

Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Nordsee One‘ keine Auswirkungen für Seetaucher zu erwarten.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl während der Zugzeiten“ (BSH 2012). Seeschwalben werden in der AWZ v. a. als Durchzügler registriert. Daher sind schwankende Anzahlen mit Maximalbeständen im Frühjahr und Herbst charakteristisch für diese Artgruppe. Seeschwalben wurden in der aktuellen Untersuchung mit geringen bis mittleren Dichten erfasst und somit in ähnlicher Anzahl registriert wie im Genehmigungsbescheid genannt. Laut BSH (2012) wird eine besondere Bedeutung des Vorhabensgebietes ‚Innogy Nordsee 1‘ für Seeschwalben ausgeschlossen. Es wird festgestellt, dass „Auswirkungen des Vorhabens auf Seeschwalben [...] demnach nicht zu erwarten“ sind. Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 4.3.7). Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Nordsee One‘ keine Auswirkungen für Seeschwalben zu erwarten.

Die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid „eher vereinzelt“ registriert (BSH 2012). In der vorliegenden Untersuchung wurde die Zwergmöwe in geringen bis mittleren Dichten festgestellt und war bei Schiffstransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb. 4.12, Tab. 4.10). Die Zwergmöwe tritt in der AWZ als Wintergast und v. a. als Durchzügler auf und kann daher stark schwankende Bestandszahlen aufweisen. Dieses wurde auch in den aktuellen Untersuchungen bestätigt. Im Genehmigungsbescheid wird festgestellt, dass das Vorhabensgebiet „keine besondere Bedeutung“ für Zwergmöwen hat und daher „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen nach dem aktuellen Kenntnisstand“ nicht zu erwarten sind (BSH 2012). Die Gradientenanalyse deutet auf eine geringe Nutzung der Windparkbereiche in der Betriebsphase hin. Eine darüber hinaus gehende Meidereaktion ist nicht eindeutig erkennbar (Kapitel 4.3.3). Da die Zwergmöwe nach den aktuellen Ergebnissen weiterhin in vergleichbaren Häufigkeiten wie in der Genehmigung betrachtet im Durchzug auftritt, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Nordsee One‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigsten Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Herings- und Dreizehenmöwe (BSH 2012). Diese Arten sind auch weiterhin in höheren Dichten vertreten. In Bezug auf die Avifauna, inklusive Rastvögel, wurde angenommen, dass „mit Errichtung und Betrieb des Vorhabens ‚Innogy Nordsee 1‘ unter Einhaltung der angeordneten Maßnahmen, wie Minimierung der Lichtemission, im Hinblick auf das Schutzgut Avifauna keine Gefährdung der Meeresumwelt im Sinne des § 3 S. 1 Nr. 1 Alt. 2 SeeAnIV verbunden sein wird“ (BSH 2012).

Insgesamt wurde in der aktuellen Untersuchung für einzelne Rastvogelarten ein artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs festgestellt. Diese Effekte gelten auch für den Windpark ‚Nordsee One‘. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Nordsee One‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Nordsee Three (Nr. 13)

Historie und Koordinaten

Am 26.08.2013 wurde der OWP ‚Nordsee Three‘ (Abb. 2.2) genehmigt. Auf der 37 km² großen Fläche sollten 60 Windenergieanlagen errichtet werden. Mit Veröffentlichung des FEP im Juni 2019 (BSH 2019), wurde das OWP-Projekt ‚Nordsee Three‘ als veränderte Fläche N-3.5 neu ausgewiesen und ist seitdem nicht mehr Teil der UMBO GmbH.

Tab. A.13 Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Nordsee Three‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Latitude	Longitude
29 km ²	54°04'49,94" N	6°48'19,92" E
	54°05'04,18" N	6°47'05,47" E
	54°05'02,31" N	6°44'51,61" E
	54°05'29,77" N	6°44'51,61" E
	54°05'31,72" N	6°47'15,40" E
	54°05'11,57" N	6°47'48,14" E
	54°00'31,74" N	6°48'24,26" E
	54°04'49,94" N	6°48'19,92" E
	54°02'51,35" N	6°51'22,64" E
	54°01'56,99" N	6°52'45,58" E
	54°00'26,15" N	6°55'02,50" E
	54°00'04,08" N	6°55'15,91" E
	53°59'37,43" N	6°55'15,26" E
	53°59'12,58" N	6°55'13,83" E
	53°59'08,77" N	6°54'29,40" E
	53°59'30,67" N	6°54'27,04" E
	53°59'57,18" N	6°54'27,03" E
	54°00'19,36" N	6°54'07,51" E
	54°00'15,89" N	6°52'58,80" E
	54°00'12,12" N	6°49'27,65" E

Gode Wind 01 (Nr. 14)

Historie und Koordinaten

Der OWP „Gode Wind 01“ (Abb. 2.2), der eine Größe von 42 km² hat, wurde am 28.06.2006 genehmigt und wurde mit dem Änderungsbescheid vom 31.07.2013 angepasst. Am 09.06.2015 begannen die Rammungen der 55 Windenergieanlagen im OWP „Gode Wind 01“. Während die Rammungen am 13.09.2015 abgeschlossen waren, waren alle Turbinen am 19.05.2016 vollständig installiert. Seit dem 31.07.2016 ist der OWP „Gode Wind 01“ offiziell in Betrieb.

Tab. A.14 Koordinaten der Eckpunkte des OWP „Gode Wind 01“ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Latitude	Longitude
42 km ²	53° 59' 54,86" N	7° 04' 03,30" E
	53° 59' 43,14" N	7° 02' 43,26" E
	53° 58' 54,83" N	6° 57' 10,09" E
	53° 59' 37,73" N	6° 56' 30,04" E
	54° 03' 53,88" N	6° 56' 34,44" E
	54° 03' 35,38" N	6° 57' 28,49" E
	54° 03' 17,89" N	6° 58' 03,62" E
	54° 02' 33,06" N	6° 59' 27,84" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2006) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VSchRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks „Gode Wind 01“ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks „Gode Wind 01“ wurde für Seetaucher zusammengefasst, dass sie das Vorhabensgebiet in geringer Anzahl während der Zugzeiten nutzen (BSH 2006). Während der aktuellen Erfassungen wurden vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 4.3, Tab. 4.7). Da das Untersuchungsgebiet nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015) liegt, wird davon ausgegangen, dass „sowohl das Vorhabensgebiet „Gode Wind 01“ als auch seine mittelbare Umgebung eine geringe bis höchstens durchschnittliche Bedeutung für Seetaucher haben“ (BSH 2006). Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung von Windparks durch Seetaucher fest, jedoch war ein Effekt über den Nahbereich (2 km) hinaus nachweisbar (Kapitel 4.3.1). Ein genauer Meideradius ließ

sich nicht festlegen, daher wird die im Jahr 2017 festgelegte Meidedistanz von 10 km als Minimum angenommen. Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Gode Wind 01‘ keine Auswirkungen für Seetaucher zu erwarten.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl während der Zugzeiten“ (BSH 2006). Sie werden in der AWZ v. a. als Durchzügler registriert. Daher sind schwankende Anzahlen mit Maximalbeständen im Frühjahr und Herbst charakteristisch für diese Artgruppe. In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 4.32, Abb. 4.33, Tab. 4.17, Tab. 4.18) und damit in ähnlicher Anzahl wie im Genehmigungsbescheid genannt. Laut BSH (2006) lassen die Ergebnisse der Basisaufnahme „nicht auf eine besondere Bedeutung des Vorhabensgebietes ‚Gode Wind 01‘ für Seeschwalben schließen“. Es wird festgestellt, dass „Auswirkungen auf Seeschwalben demnach nicht zu erwarten“ sind. Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 4.3.7). Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 01‘ keine Auswirkungen für Seeschwalben zu erwarten.

Die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid „eher vereinzelt“ registriert (BSH 2006). Sie tritt in der AWZ als Wintergast und v. a. als Durchzügler auf und kann daher stark schwankende Bestandszahlen aufweisen. In der vorliegenden Untersuchung wurde die Zwergmöwe in geringen bis mittleren Dichten festgestellt und war bei Schiffstransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb. 4.12, Tab. 4.10). Dies kann damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Im Genehmigungsbescheid wird festgestellt, dass das Vorhabensgebiet „keine besondere Bedeutung“ für Zwergmöwen hat und daher „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen“ nicht zu erwarten sind (BSH 2006). Die Gradientenanalyse deutet auf eine geringe Nutzung der Windparkbereiche in der Betriebsphase hin. Eine darüber hinaus gehende Meidereaktion ist nicht eindeutig erkennbar (Kapitel 4.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 01‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigsten Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Herings- und Dreizehenmöwe (BSH 2006). Diese Arten sind auch weiterhin in für das Gebiet hohen Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass „der Bau und Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen im Vorhabensgebiet ‚Gode Wind 01‘ unter Berücksichtigung auswirkungsminimierender Maßnahmen keine erheblichen Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel als Bestandteil der Meeresumwelt haben wird“ (BSH 2006).

Insgesamt wurde in der aktuellen Untersuchung für einzelne Rastvogelarten ein artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs festgestellt. Diese Effekte gelten auch für den

Windpark ‚Gode Wind 01‘. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Gode Wind 01‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Gode Wind 02 (Nr. 15)

Historie und Koordinaten

Der OWP ‚Gode Wind 02‘ (Abb. 2.2) wurde am 27.07.2009 genehmigt. Die Fläche wurde in zwei Flächen aufgeteilt und in ‚Gode Wind 02‘ und ‚Gode Wind 04‘ umbenannt. Mit den Änderungsbescheiden vom 31.07.2013 wurde diese Aufteilung genehmigt. Der OWP ‚Gode Wind 02‘ hat eine Fläche von 29 km². Mit Veröffentlichung des FEP 2019 (BSH 2019) wurde im Juni 2019 die Fläche von ‚Gode Wind 04‘ verkleinert. Eine genaue Beschreibung zu ‚Gode Wind 04‘ findet sich in Kapitel A.1.17. Die Rammungen der 42 Windenergieanlagen im OWP ‚Gode Wind 02‘ begannen am 14.04.2015. Die letzte Rammung erfolgte am 26.06.2015. Am 12.01.2016 waren alle Turbinen vollständig installiert. Seit dem 28.05.2016 ist der OWP ‚Gode Wind 02‘ offiziell in Betrieb.

Tab. A.15 Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Gode Wind 02‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Latitude	Longitude
Gode Wind 02 29 km ²	54°05'12,76" N	7°04'50,42" E
	54°03'44,17" N	7°02'19,36" E
	54°03'20,14" N	7°02'18,10" E
	54°03'22,73" N	7°01'42,79" E
	54°02'39,87" N	7°00'29,59" E
	54°04'47,42" N	6°56'29,95" E
	54°05'32,25" N	6°56'29,84" E
	54°05'35,23" N	7°04'12,23" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2009b) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VSchRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Gode Wind 02‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Gode Wind 02‘ wurde für Seetaucher zusammengefasst, dass sie das Vorhabensgebiet in geringer Anzahl während der Zugzeiten nutzen (BSH 2009b). Während der aktuellen Erfassungen wurden vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 4.3, Tab. 4.7). Da das Untersuchungsgebiet nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015) liegt, wird davon ausgegangen, dass „sowohl das Vorhabensgebiet ‚Gode Wind 02‘ als auch seine mittelbare Umgebung eine geringe bis höchstens durchschnittliche Bedeutung für Seetaucher haben“ (BSH 2009b). Im

Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung von Windparks durch Seetaucher fest, jedoch war ein Effekt über den Nahbereich (2 km) hinaus nachweisbar (Kapitel 4.3.1). Ein genauer Meideradius ließ sich nicht festlegen, daher wird die im Jahr 2017 festgelegte Meidedistanz von 10 km als Minimum angenommen. Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Gode Wind 02‘ keine Auswirkungen für Seetaucher zu erwarten.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl während der Zugzeiten“ (BSH 2009b). Sie werden in der AWZ v. a. als Durchzügler registriert. Daher sind schwankende Anzahlen mit Maximalbeständen im Frühjahr und Herbst charakteristisch für diese Artgruppe. In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 4.32, Abb. 4.33, Tab. 4.17, Tab. 4.18) und damit in ähnlicher Anzahl wie im Genehmigungsbescheid genannt. Laut BSH (2009b) „lassen die Ergebnisse der Basisaufnahme [...] nicht auf eine besondere Bedeutung des Vorhabensgebietes „Gode Wind 02“ für Seeschwalben schließen“. Es wird festgestellt, dass „Auswirkungen auf Seeschwalben demnach nicht zu erwarten“ sind. Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 4.3.7). Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 02‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid „eher vereinzelt“ registriert (BSH 2009b). Sie tritt in der AWZ als Wintergast und v. a. als Durchzügler auf und kann daher stark schwankende Bestandszahlen aufweisen. In der vorliegenden Untersuchung wurde die Zwergmöwe in geringen bis mittleren Dichten festgestellt und war bei Schiffstransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb. 4.12, Tab. 4.10). Dies kann damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Im Genehmigungsbescheid wird festgestellt, dass das Vorhabensgebiet „keine besondere Bedeutung“ für Zwergmöwen hat und daher „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen“ nicht zu erwarten sind (BSH 2009b). Die Gradientenanalyse deutet auf eine geringe Nutzung der Windparkbereiche in der Betriebsphase hin. Eine darüber hinaus gehende Meidereaktion ist nicht eindeutig erkennbar (Kapitel 4.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 02‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigsten Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Herings- und Dreizehenmöwe (BSH 2009b). Diese Arten sind auch weiterhin in für das Gebiet hohen Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass „der Bau und Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen im Vorhabensgebiet ‚Gode Wind 02‘ unter Berücksichtigung

auswirkungsminimierender Maßnahmen keine erheblichen Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel als Bestandteil der Meeresumwelt haben wird“ (BSH 2009b).

Insgesamt wurde in der aktuellen Untersuchung für einzelne Rastvogelarten ein artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs festgestellt. Diese Effekte gelten auch für den Windpark ‚Gode Wind 02‘. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Gode Wind 02‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Gode Wind 03 (Nr. 16)

Historie und Koordinaten

Dem OWP ‚Gode Wind 03‘ (Abb. 2.2) wurde am 22.12.2016 der Planfeststellungsbeschluss erteilt. Auf einer Fläche von 4 km² sollten 14 Windenergieanlagen errichtet werden. Im September 2019 wurde der OWP gemeinsam mit dem OWP ‚Gode Wind 04‘ von Ørsted unter dem Namen ‚Gode Wind 03‘ zusammengefasst. Beim Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie wurde die Zusammenlegung beantragt. Die Fertigstellung ist für 2024 geplant.

Tab. A.16 Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Gode Wind 03‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Latitude	Longitude
4 km ²	südliche Teilfläche	
	54° 03' 04,20"	7° 07' 19,05"
	54° 00' 39,84"	7° 08' 02,99"
	54° 00' 16,49"	7° 05' 22,92"
	54° 00' 40,91"	7° 06' 03,48"
	54° 01' 25,69"	7° 07' 29,50"
	nördliche Teilfläche	
	54° 05' 35,66"	7° 05' 29,28"
	54° 05' 36,66"	7° 06' 32,54"
	54° 04' 55,73"	7° 06' 45,04"
	54° 05' 14,14"	7° 06' 0,30"

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Planfeststellungsbeschlusses (BSH 2016b) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VSchRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Gode Wind 03‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Planfeststellungsbeschluss des Windparks ‚Gode Wind 03‘ wurde für Seetaucher zusammengefasst, dass „die Verbreitung der Seetaucher innerhalb des Untersuchungsgebiets des Clusters weiträumig war“ und die „Vorkommen dabei jährlichen Schwankungen unterlagen“ (BSH 2016b). Während der aktuellen Erfassungen wurden vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 4.3, Tab. 4.7). Da das Untersuchungsgebiet nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015) liegt, wird davon ausgegangen, dass „das Vorhabensgebiet ‚Gode Wind 03‘ nicht von erheblicher Bedeutung für den Seetaucherrastbestand in der deutschen Nordsee ist“ (BSH 2016b). Es wird „nach derzeitigem Kenntnisstand, nicht von einer Erfüllung des Störungstatbestandes nach §§44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

ausgegangen“ (BSH 2016b). Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung von Windparks durch Seetaucher fest, jedoch war ein Effekt über den Nahbereich (2 km) hinaus nachweisbar (Kapitel 4.3.1). Ein genauer Meideradius ließ sich nicht festlegen, daher wird die im Jahr 2017 festgelegte Meidedistanz von 10 km als Minimum angenommen. Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Planfeststellungsbeschlusses weiterhin Bestand hat. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Gode Wind 03‘ keine Auswirkungen für Seetaucher zu erwarten.

Seeschwalben nutzen laut Planfeststellungsbeschluss das Untersuchungsgebiet „vor allem während des Heimzugs im Frühjahr“ (BSH 2016b). Sie werden in der AWZ v. a. als Durchzügler registriert. Daher sind schwankende Anzahlen mit Maximalbeständen im Frühjahr und Herbst charakteristisch für diese Artgruppe. In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 4.32, Abb. 4.33, Tab. 4.17, Tab. 4.18) und damit in ähnlicher Anzahl wie im Planfeststellungsbeschluss genannt. Laut BSH (2016b) „geht die Planfeststellungsbehörde nach derzeitigem Kenntnisstand nicht von einer Störung der Seeschwalbenpopulation auf Grund des gegenständlichen Vorhabens aus“. Es wird festgestellt, dass „kein Störungstatbestand nach §§ 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG“ vorliege. Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 4.3.7). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 03‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid in variablen Dichten mit der höchsten monatlichen Dichte im März und April registriert (BSH 2016b). Sie tritt in der AWZ als Wintergast und v.a. als Durchzügler auf und kann daher stark schwankende Bestandszahlen aufweisen. In der vorliegenden Untersuchung wurde die Zwergmöwe in geringen bis mittleren Dichten festgestellt und war bei Schiffstransect-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb. 4.12, Tab. 4.10). Dies kann damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und weniger als Rastgebiet relevant ist. Im Genehmigungsbescheid wird festgestellt, dass das Vorhabensgebiet „von einer geringen Bedeutung“ für Zwergmöwen ist und daher „vorhabensbedingte Auswirkungen auf die Population nach derzeitigem Kenntnisstand“ nicht zu erwarten sind (BSH 2016b). Die Gradientenanalyse deutet auf eine geringe Nutzung der Windparkbereiche in der Betriebsphase hin. Eine darüber hinaus gehende Meidereaktion ist nicht eindeutig erkennbar (Kapitel 4.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 03‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigsten Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Tordalk sowie Herings- und Dreizehenmöwe (BSH 2016b). Diese Arten sind auch weiterhin in für das Gebiet relativ hohen Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, „dass eine

erhebliche Störung i.S.d. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG im Hinblick auf das Schutzgut Rastvögel nicht zu befürchten sei“ (BSH 2016b).

Insgesamt konnte in der aktuellen Untersuchung festgestellt werden, dass einzelne Rastvogelarten artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs zeigen. Diese Effekte sind auch für den Windpark ‚Gode Wind 03‘ zu erwarten. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Gode Wind 03‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Gode Wind 04 (Nr. 17)Historie und Koordinaten

Der OWP ,Gode Wind 04' (Abb. 2.2) wurde als OWP ,Gode Wind 02' am 27.07.2009 genehmigt. Auf einer Fläche von rd. 30 km² sollten 42 Windenergieanlagen errichtet werden. Die Fläche wurde während der weiteren Projektplanung in zwei Flächen aufgeteilt, woraus die beiden OWPs ,Gode Wind 02' und ,Gode Wind 04' entstanden. Mit den Änderungsbescheiden vom 31.07.2013 wurde diese Aufteilung genehmigt. Mit Veröffentlichung des FEP 2019 (BSH 2019) wurde im Juni 2019 ein Teil der Fläche von ,Gode Wind 04' der Fläche N-3.7 zugewiesen. Im September 2019 wurde von Ørsted die verbleibende Fläche Gode Wind 04 gemeinsam mit dem OWP ,Gode Wind 03' unter dem Namen ,Gode Wind 03' zusammengefasst. Beim Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie wurde die Zusammenlegung beantragt. Die Fertigstellung ist für 2024 geplant.

Tab. A.17 *Koordinaten der Eckpunkte des OWP ,Gode Wind 04' vor Veröffentlichung des FEP 2019 (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).*

Größe	Latitude	Longitude
Gode Wind 04 29 km ²	54°02'18,34" N	7°01'09,97" E
	54°04'50,37" N	7°05'28,46" E
	54°04'33,91" N	7°06'16,73" E
	54°04'11,45" N	7°06'54,86" E
	54°01'56,96" N	7°06'54,60" E
	54°00'27,36" N	7°04'22,21" E

Tab. A.18 *Koordinaten der Eckpunkte des OWP ,Gode Wind 04' nach Veröffentlichung des FEP 2019 (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).*

Größe	Latitude	Longitude
Gode Wind 04 10 km ²	54°05'03,07" N	7°05'39,25" E
	54°04'33,16" N	7°06'51,93" E
	54°03'20,13" N	7°07'14,20" E
	54°03'06,72" N	7°06'51,24" E
	54°01'32,49" N	7°07'01,26" E
	54°00'53,04" N	7°05'45,31" E
	54°00'10,65" N	7°04'34,80" E
	54°00'37,68" N	7°03'47,81" E
	54°02'15,94" N	7°06'30,27" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2009c, 2013a) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VSchRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Gode Wind 04‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Gode Wind 04‘ wurde für Seetaucher zusammengefasst, dass „Seetaucher das Vorhabensgebiet in geringer Anzahl während der Zugzeiten nutzen“ (BSH 2013a). Während der aktuellen Erfassungen wurden vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 4.3, Tab. 4.7). Da das Untersuchungsgebiet nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015) liegt, wird davon ausgegangen, dass „ein Habitatverlust für Seetaucher durch Realisierung der geänderten Vorhaben ‚Gode Wind 04‘ nicht zu erwarten“ ist (BSH 2013a). Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung von Windparks durch Seetaucher fest, jedoch war ein Effekt über den Nahbereich (2 km) hinaus nachweisbar (Kapitel 4.3.1). Ein genauer Meideradius ließ sich nicht festlegen, daher wird die im Jahr 2017 festgelegte Meidedistanz von 10 km als Minimum angenommen. Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 04‘ keine Auswirkungen für Seetaucher zu erwarten.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl während der Zugzeiten“ (BSH 2013a). Sie werden in der AWZ v.a. als Durchzügler registriert. Daher sind schwankende Anzahlen mit Maximalbeständen im Frühjahr und Herbst charakteristisch für diese Artgruppe. In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 4.32, Abb. 4.33, Tab. 4.17, Tab. 4.18) und damit in ähnlicher Anzahl wie im Genehmigungsbescheid genannt. Auch in direkter Umgebung des Windparks ‚Gode Wind 04‘ wurden Seeschwalben erfasst (Abb. 4.34, Abb. 4.35, Abb. 4.36, Abb. 4.37). Laut (BSH 2013a) „hat das Vorhabensgebiet ‚Gode Wind 04‘ keine Bedeutung“ für Seeschwalben. Für ‚Gode Wind 04‘ gilt, dass „Auswirkungen auf Seeschwalben demnach nicht zu erwarten“ sind (BSH 2009c). Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 4.3.7). Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 04‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid „eher vereinzelt“ registriert (BSH 2013a). In der vorliegenden Untersuchung wurde die Zwergmöwe in geringen bis mittleren Dichten festgestellt und war bei Schiffstransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb.

4.12, Tab. 4.10). Sie tritt in der AWZ als Wintergast und v. a. als Durchzügler auf und kann daher stark schwankende Bestandszahlen aufweisen. Dies kann damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Im Genehmigungsbescheid für ‚Gode Wind 04‘ wird festgestellt, dass das Vorhabensgebiet „keine besondere Bedeutung“ für Zwergmöwen hat und daher „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen“ nicht zu erwarten sind (BSH 2009c). Die Gradientenanalyse deutet auf eine geringe Nutzung der Windparkbereiche in der Betriebsphase hin. Eine darüber hinaus gehende Meidereaktion ist nicht eindeutig erkennbar (Kapitel 4.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides für ‚Gode Wind 04‘ und der Änderungsbescheid für ‚Gode Wind 04‘ weiterhin Bestand. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 04‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigsten Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Herings- und Dreizehenmöwe (BSH 2013a). Diese Arten sind auch weiterhin in für das Gebiet hohen Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde festgehalten, dass „für die in Anhang I der Vogelschutzrichtlinie aufgeführten besonders schützenswerten Seevogelarten das Vorhabensgebiet ‚Gode Wind 04‘ und seine Umgebung nicht zu den wertvollen Rasthabitaten bzw. bevorzugten Aufenthaltsorten von Seevögeln in der Deutschen Bucht zählt“ und „die Genehmigungsbehörde geht nach aktuellem Kenntnisstand davon aus, dass auch unter Berücksichtigung der geänderten Anlagenparameter eine erhebliche Störung i.S.d. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG im Hinblick auf das Schutzgut Rastvögel nicht zu befürchten ist“ (BSH 2013a).

Insgesamt wurde in der aktuellen Untersuchung für einzelne Rastvogelarten ein artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs festgestellt. Diese Effekte sind auch für den Windpark ‚Gode Wind 04‘ zu erwarten. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Gode Wind 04‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Riffgat (nicht abgebildet)

Historie und Koordinaten

Der OWP ‚Riffgat‘ befindet sich in der niedersächsischen 12-Seemeilenzone. Die Errichtung der WEA begann im Juni 2012. Im August 2013 wurde die Umspannplattform aufgestellt. Der Windpark wurde nach 14 Monaten Bauzeit im August 2013 fertig errichtet. Der Anschluss ans Stromnetz erfolgte am 12.02.2014. Auf einer Fläche von ca. 6 km² stehen 30 Windenergieanlagen.

Tab. A.19 Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Riffgat‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Latitude	Longitude
6 km ²	53°41'33,00" N	6°26'12,00" E
	53°42'10,20" N	6°30'36,00" E
	53°41'32,40" N	6°30'51,60" E
	53°40'55,20" N	6°26'27,00" E

A.2 Methoden

A.2.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Tab. A.20 Anfangs- und Endkoordinaten der Transekte der Schiffstransekt-Erfassungen (in Grad, Minute, Sekunde).

Transekt	Startpunkt	Endpunkt	Länge km
1	54° 03' 00" N 006° 04' 00" E	54° 05' 49" N 006° 04' 00" E	5,22
2	54° 06' 02" N 006° 06' 45" E	53° 59' 57" N 006° 06' 45" E	11,27
3	53° 59' 57" N 006° 09' 29" E	54° 06' 12" N 006° 09' 29" E	11,58
4	54° 06' 27" N 006° 12' 14" E	53° 53' 44" N 006° 12' 14" E	23,55
5	53° 53' 07" N 006° 14' 59" E	54° 06' 39" N 006° 14' 59" E	25,06
6	54° 06' 50" N 006° 17' 43" E	53° 53' 07" N 006° 17' 43" E	25,40
7	53° 53' 07" N 006° 20' 28" E	54° 07' 04" N 006° 20' 28" E	25,84
8	54° 07' 08" N 006° 23' 13" E	53° 53' 07" N 006° 23' 13" E	25,96
9	53° 53' 07" N 006° 25' 58" E	54° 07' 11" N 006° 25' 58" E	26,05
10	54° 07' 11" N 006° 28' 42" E	53° 53' 07" N 006° 28' 42" E	26,05
11	53° 53' 27" N 006° 31' 27" E	54° 07' 15" N 006° 31' 27" E	25,56
12	54° 07' 15" N 006° 34' 12" E	53° 53' 52" N 006° 34' 12" E	24,79
13	53° 54' 11" N 006° 36' 56" E	54° 07' 17" N 006° 36' 56" E	24,26
14	54° 07' 17" N 006° 39' 41" E	53° 54' 34" N 006° 39' 41" E	23,55
15	53° 54' 56" N 006° 42' 26" E	54° 07' 25" N 006° 42' 26" E	23,12
16	54° 07' 25" N 006° 45' 10" E	53° 55' 16" N 006° 45' 10" E	22,50
17	53° 55' 42" N 006° 47' 55" E	54° 07' 27" N 006° 47' 55" E	21,76
18	54° 07' 27" N 006° 50' 40" E	53° 56' 02" N 006° 50' 40" E	21,14
19	53° 56' 26" N 006° 53' 24" E	54° 07' 27" N 006° 53' 24" E	20,40
20	54° 07' 27" N 006° 56' 09" E	53° 56' 50" N 006° 56' 09" E	19,66
21	53° 57' 17" N 006° 58' 54" E	54° 07' 27" N 006° 58' 54" E	18,83
22	54° 07' 27" N 007° 01' 39" E	53° 57' 39" N 007° 01' 38" E	18,15
23	53° 58' 05" N 007° 04' 23" E	54° 07' 29" N 007° 04' 23" E	17,41
24	54° 07' 29" N 007° 07' 08" E	53° 58' 25" N 007° 07' 08" E	16,79
25	53° 58' 49" N 007° 10' 35" E	54° 07' 42" N 007° 10' 35" E	16,45
26	54° 07' 42" N 007° 13' 20" E	53° 59' 11" N 007° 13' 20" E	15,77
27	53° 59' 37" N 007° 16' 06" E	54° 07' 42" N 007° 16' 06" E	14,97
28	54° 07' 42" N 007° 18' 51" E	54° 00' 00" N 007° 18' 51" E	14,26
Gesamtlänge			565,35

Tab. A.21 Daten der durchgeführten Schiffsausfahrten, Wetterdaten (jeweils Minimum-Maximum (Mittelwert)) sowie Termine der Transektfahrten im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019 mit Angabe der aufgrund von widrigen Bedingungen nur teilweise ausgewerteten Fahrtstrecke (in %).

Fahrt-Nr.	Datum	Seastate	Sichtweite (km)	Windstärke (bft)	Erfasste gültige Fläche (%)	Fahrtausfälle oder -abbrüche
S19/01	19.01.2019	3 - 4 (3)	10 - 10 (10)	3 - 4 (4)	93	T04 partiell - T01, sowie T28 part. aufgrund Dunkelheit nicht befahren
S19/02	19.01.2019	2 - 3 (3)	10 - 10 (10)	3 - 4 (4)		
S19/01	20.01.2019	2 - 2 (2)	10 - 10 (10)	2 - 2 (2)		
S19/02	20.01.2019	2 - 2 (2)	8 - 10 (9)	2 - 2 (2)		
S19/03	14.02.2019	4 - 4 (4)	8 - 8 (8)	4 - 5 (4)	97	T02 - T01 aufgrund Dunkelheit nicht befahren
S19/04	14.02.2019	3 - 4 (4)	6 - 8 (7)	3 - 5 (4)		
S19/03	15.02.2019	2 - 3 (3)	10 - 10 (10)	3 - 4 (4)		
S19/04	15.02.2019	3 - 3 (3)	10 - 10 (10)	3 - 3 (3)		
S19/05	29.03.2019	2 - 3 (3)	5 - 10 (7)	3 - 4 (3)	100	
S19/06	29.03.2019	2 - 3 (3)	3 - 8 (6)	2 - 4 (3)		
S19/05	30.03.2019	1 - 3 (1)	2 - 10 (6)	1 - 3 (2)		
S19/06	30.03.2019	2 - 2 (2)	3 - 5 (4)	2 - 3 (2)		
S19/07	25.04.2019	2 - 3 (3)	10 - 10 (10)	3 - 4 (4)	100	
S19/08	25.04.2019	1 - 4 (3)	10 - 10 (10)	2 - 4 (3)		
S19/07	26.04.2019	0 - 2 (1)	3 - 7 (5)	1 - 2 (2)		
S19/08	26.04.2019	2 - 3 (2)	3 - 8 (6)	3 - 3 (3)		
S19/09	14.05.2019	2 - 3 (2)	10 - 10 (10)	2 - 4 (3)	99	
S19/10	14.05.2019	1 - 3 (2)	10 - 10 (10)	3 - 4 (3)		
S19/09	15.05.2019	2 - 2 (2)	10 - 10 (10)	2 - 3 (2)		
S19/10	15.05.2019	0 - 1 (1)	10 - 10 (10)	1 - 2 (1)		
S19/11	06.06.2019	2 - 4 (3)	7 - 10 (9)	3 - 5 (3)	97	Abbruch aufgrund Schadens in der Schiffsmaschine: T 01 nicht gefahren
S19/12	06.06.2019	2 - 4 (3)	5 - 10 (10)	2 - 5 (3)		
S19/11	07.06.2019	1 - 4 (2)	9 - 10 (10)	2 - 5 (3)		
S19/12	07.06.2019	1 - 3 (2)	10 - 10 (10)	2 - 4 (3)		
S19/13	22.07.2019	3 - 4 (4)	8 - 10 (9)	4 - 5 (5)	100	
S19/14	22.07.2019	3 - 4 (4)	8 - 10 (10)	4 - 5 (5)		
S19/13	23.07.2019	2 - 3 (2)	6 - 10 (9)	1 - 3 (2)		
S19/14	23.07.2019	1 - 2 (2)	8 - 10 (8)	2 - 3 (3)		
S19/15	28.08.2019	2 - 3 (2)	5 - 10 (8)	2 - 3 (2)	100	
S19/16	28.08.2019	2 - 3 (2)	6 - 9 (7)	2 - 3 (3)		
S19/15	29.08.2019	2 - 4 (3)	10 - 10 (10)	3 - 5 (4)		
S19/16	29.08.2019	3 - 4 (4)	10 - 10 (10)	3 - 3 (3)		
S19/17	09.09.2019	3 - 3 (3)	9 - 10 (10)	3 - 4 (3)	100	
S19/18	09.09.2019	3 - 3 (3)	10 - 10 (10)	2 - 3 (3)		
S19/17	10.09.2019	3 - 4 (4)	10 - 10 (10)	3 - 4 (4)		

Fahrt-Nr.	Datum	Seastate	Sichtweite (km)	Windstärke (bft)	Erfasste gültige Fläche (%)	Fahrtausfälle oder -abbrüche
S19/18	10.09.2019	3 - 4 (4)	10 - 10 (10)	4 - 5 (4)	100	
S19/19	22.10.2019	3 - 4 (4)	5 - 10 (10)	4 - 5 (5)		
S19/20	22.10.2019	2 - 4 (3)	8 - 10 (10)	3 - 5 (4)		
S19/19	23.10.2019	2 - 4 (3)	10 - 10 (10)	3 - 5 (4)		
S19/20	23.10.2019	2 - 3 (2)	10 - 10 (10)	3 - 4 (3)		
S19/21	17.12.2019	2 - 4 (3)	2 - 10 (5)	2 - 4 (3)	91	T03 - T01, sowie T28 partiell aufgrund schlechter Wetterbedingungen nicht befahren
S19/22	17.12.2019	3 - 3 (3)	2 - 8 (6)	3 - 4 (4)		
S19/21	18.12.2019	4 - 4 (4)	5 - 10 (9)	4 - 5 (4)		
S19/22	18.12.2019	4 - 4 (4)	7 - 10 (9)	4 - 5 (5)		
S19/23	27.12.2019	2 - 3 (3)	7 - 10 (9)	3 - 4 (4)	92	T04 partiell - T01, sowie T28 part. wegen schlechter Wetterbedingungen nicht befahren
S19/24	27.12.2019	3 - 4 (4)	8 - 10 (10)	4 - 4 (4)		
S19/23	28.12.2019	3 - 4 (4)	8 - 10 (10)	4 - 5 (5)		
S19/24	28.12.2019	3 - 4 (4)	10 - 10 (10)	4 - 4 (4)		

Tab. A.22 Technische Daten der verwendeten Erfassungsschiffe

	Arctic Hunter	Arne Tiselus	Hydrograf	Sölöven	Sverdrupson
BRG (t)	453	237	343	390	272
Länge (m)	40,5	31	39	46	39,89
Breite (m)	9	7,0	7,8	8,5	7,62
Tiefgang (m)	3,75	3,65	2,9	3,5	3,0
Höhe Brückendeck (m) über Wasserlinie*	7,5	5	4,5	5	3,98
Höhe Peildeck (m) über Wasserlinie*	9,5	6,7	6,5	7,3	6,4
Reisegeschwindigkeit (kn)	15	15	12	15	15

* Erläuterung: Beobachtungspositionen für Erfassungen

A.2.2 Flugtransekt Erfassungen

Tab. A.23 Koordinaten und Strecke der Flugtransekte für die Erfassung von Rastvögeln im Rahmen des Cluster-Monitorings ‚Nördlich Borkum‘ bis einschließlich Januar 2018 (Grad, Minuten, Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Transekt	Start Breite/Länge	Ende Breite/Länge	Strecke [km]	Summe [km]
1	53° 59' 17" N, 6° 06' 24" E	54° 09' 04" N, 6° 06' 24" E	18,1	18,1
2	54° 09' 04" N, 6° 10' 13" E	53° 54' 34" N, 6° 10' 13" E	26,9	45,0
3	53° 50' 06" N, 6° 13' 39" E	54° 09' 04" N, 6° 13' 39" E	35,2	80,2
4	54° 09' 04" N, 6° 17' 08" E	53° 42' 57" N, 6° 17' 08" E	48,4	128,6
5	53° 42' 39" N, 6° 20' 42" E	54° 09' 04" N, 6° 20' 42" E	49,0	177,6
6	54° 09' 04" N, 6° 23' 52" E	53° 38' 05" N, 6° 23' 52" E	57,4	235,1
7	53° 38' 29" N, 6° 27' 03" E	54° 09' 04" N, 6° 27' 03" E	56,7	291,8
8	54° 09' 04" N, 6° 30' 33" E	53° 38' 54" N, 6° 30' 33" E	55,9	347,7
9	53° 39' 20" N, 6° 34' 01" E	54° 09' 04" N, 6° 34' 01" E	55,1	402,9
10	54° 09' 04" N, 6° 37' 16" E	53° 39' 44" N, 6° 37' 16" E	54,4	457,3
11	53° 40' 08" N, 6° 40' 35" E	54° 09' 04" N, 6° 40' 35" E	53,6	510,9
12	54° 09' 04" N, 6° 44' 03" E	53° 40' 34" N, 6° 44' 03" E	52,9	563,8
13	53° 40' 58" N, 6° 47' 18" E	54° 09' 04" N, 6° 47' 18" E	52,1	615,9
14	54° 09' 04" N, 6° 50' 42" E	53° 41' 23" N, 6° 50' 42" E	51,3	667,2
15	53° 41' 47" N, 6° 54' 01" E	54° 09' 04" N, 6° 54' 01" E	50,6	717,8
16	54° 09' 04" N, 6° 57' 27" E	53° 42' 12" N, 6° 57' 27" E	49,8	767,6
17	53° 42' 37" N, 7° 00' 48" E	54° 09' 04" N, 7° 00' 48" E	49,1	816,7
18	54° 09' 04" N, 7° 04' 09" E	53° 43' 01" N, 7° 04' 09" E	48,3	865,0
19	53° 43' 25" N, 7° 07' 23" E	54° 09' 04" N, 7° 07' 23" E	47,6	912,5
20	54° 09' 04" N, 7° 10' 50" E	53° 43' 50" N, 7° 10' 50" E	46,8	959,3
21	53° 44' 15" N, 7° 14' 09" E	54° 09' 04" N, 7° 14' 09" E	46,0	1.005,3
22	54° 09' 04" N, 7° 17' 41" E	53° 54' 23" N, 7° 17' 41" E	27,2	1.032,6
23	53° 54' 51" N, 7° 20' 55" E	54° 09' 04" N, 7° 20' 55" E	26,4	1.058,9
24	54° 09' 04" N, 7° 24' 38" E	54° 00' 32" N, 7° 24' 38" E	15,8	1.074,8
25	54° 00' 58" N, 7° 27' 54" E	54° 09' 04" N, 7° 27' 54" E	15,0	1.089,8
26	54° 09' 04" N, 7° 31' 25" E	54° 01' 27" N, 7° 31' 25" E	14,1	1.103,9

Tab. A. 24 Koordinaten und Strecke der Flugtransekte für die Erfassung von Rastvögeln im Rahmen des Cluster-Monitorings ‚Nördlich Borkum‘ ab Februar 2018 (Grad, Minuten, Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Transekt	Start Breite/Länge	Ende Breite/Länge	Strecke [km]	Summe [km]
1	53° 59' 57" N, 6° 06' 25" E	54° 09' 04" N, 6° 06' 25" E	16,9	16,9
2	54° 10' 60" N, 6° 10' 13" E	53° 55' 38" N, 6° 10' 13" E	28,5	45,4
3	53° 51' 44" N, 6° 13' 39" E	54° 12' 38" N, 6° 13' 39" E	38,8	84,2
4	54° 13' 17" N, 6° 17' 09" E	53° 47' 44" N, 6° 17' 09" E	47,4	131,6
5	53° 43' 39" N, 6° 20' 42" E	54° 13' 20" N, 6° 20' 42" E	55,1	186,7
6	54° 13' 23" N, 6° 23' 52" E	53° 44' 10" N, 6° 23' 52" E	54,2	240,9
6b	53° 55' 22" N, 6° 25' 20" E	54° 06' 53" N, 6° 25' 19" E	21,4	262,2
7	53° 44' 51" N, 6° 27' 04" E	54° 13' 25" N, 6° 27' 04" E	53,0	315,2
7b	53° 53' 24" N, 6° 28' 48" E	54° 06' 55" N, 6° 28' 48" E	25,1	340,3
8	54° 13' 28" N, 6° 30' 33" E	53° 45' 41" N, 6° 30' 33" E	51,5	391,8
8b	53° 53' 42" N, 6° 32' 17" E	54° 06' 58" N, 6° 32' 17" E	24,6	416,4
9	53° 46' 22" N, 6° 34' 01" E	54° 13' 30" N, 6° 34' 01" E	50,3	466,7
9b	53° 54' 12" N, 6° 35' 46" E	54° 06' 19" N, 6° 35' 46" E	22,5	489,2
10	54° 13' 32" N, 6° 37' 16" E	53° 43' 16" N, 6° 37' 16" E	56,2	545,4
11	53° 43' 40" N, 6° 40' 35" E	54° 13' 35" N, 6° 40' 35" E	55,5	600,9
12	54° 13' 37" N, 6° 44' 04" E	53° 44' 05" N, 6° 44' 04" E	54,8	655,6
12b	53° 53' 56" N, 6° 45' 35" E	54° 03' 26" N, 6° 45' 34" E	17,6	673,2
13	53° 44' 29" N, 6° 47' 19" E	54° 13' 39" N, 6° 47' 19" E	54,1	727,3
13b	54° 03' 31" N, 6° 48' 58" E	53° 54' 16" N, 6° 48' 58" E	17,2	744,5
14	54° 13' 41" N, 6° 50' 42" E	53° 44' 54" N, 6° 50' 42" E	53,4	797,9
14b	54° 08' 28" N, 6° 52' 27" E	53° 54' 27" N, 6° 52' 26" E	26,0	823,9
15	53° 45' 18" N, 6° 54' 02" E	54° 13' 42" N, 6° 54' 02" E	52,7	876,6
16	54° 13' 44" N, 6° 57' 27" E	53° 45' 42" N, 6° 57' 27" E	52,0	928,6
16b	53° 55' 18" N, 6° 59' 04" E	54° 09' 20" N, 6° 59' 03" E	26,0	954,6
17	53° 46' 06" N, 7° 00' 48" E	54° 13' 46" N, 7° 00' 48" E	51,3	1.005,9
17b	53° 55' 48" N, 7° 02' 32" E	54° 09' 21" N, 7° 02' 33" E	25,1	1.031,0
18	54° 13' 47" N, 7° 04' 09" E	53° 46' 30" N, 7° 04' 09" E	50,6	1.081,6
19	53° 46' 53" N, 7° 07' 24" E	54° 13' 49" N, 7° 07' 24" E	49,9	1.131,6
20	54° 13' 08" N, 7° 10' 50" E	53° 47' 17" N, 7° 10' 50" E	47,9	1.179,5
21	53° 47' 41" N, 7° 14' 09" E	54° 11' 16" N, 7° 14' 09" E	43,8	1.223,3
22	54° 09' 04" N, 7° 17' 41" E	53° 54' 23" N, 7° 17' 41" E	27,2	1.250,5

A.3 Ergebnisse

A.3.1 Artenlisten

Tab. A. 25 Vollständige Artenliste aller im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019 während Schiffstransect-Erfassungen nachgewiesenen Vogelarten, inklusive Individuenzahl (gesamt und im Transektbereich), mit Angaben zum Status im Untersuchungsgebiet (Rast/Zug [R/Z] bzw. Zug [Z]) sowie zum Schutz- oder Gefährdungsstatus [Rast/Zug: Arten, die sowohl als Rast- als auch als Zugvogel im Untersuchungsgebiet auftreten können; Zug: Arten, die nur als Zugvogel auftreten; Vsch-RL: EU-Vogelschutzrichtlinie, Anhang I; EUR-Gef: gesamteuropäische Gefährdungskategorien; EU27-Gef.: Gefährdungskategorien innerhalb der 27 EU-Staaten (Stand: 2017); AEWA: Kategorien des AEWA-Abkommens (Stand: 2019); RLW-BRD: Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands. Arten, die nur durch Ruferfassungen nachgewiesen wurden, sind durch Leerfelder in den Individuensummen-Spalten gekennzeichnet]. Siehe Quellen und Erläuterungen im Anschluss an Tabelle A.6.

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	Ind. Transekt	Vsch-RL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Aaskrähe	Z	1	1					
Alpenstrandläufer	Z	1	0		LC	LC	B 1/C 1	
Amsel	Z	11	9		LC	LC		*
Austernfischer	Z	1	1		VU	VU	A 4	*
Bachstelze	Z	10	3		LC	LC		*
Basstölpel	R/Z	967	435		LC	LC		*
Bekassine	Z	1	0		LC	LC	B 2c	V
Blässgans	Z	1	0		LC	LC	C 1	*
Blässhuhn	Z	1	1		NT	LC	B 2c	*
Brandgans	Z	8	0		LC	LC	B 2a	*
Brandseeschwalbe	R/Z	686	157	Anhang I	LC	LC	C 1	*
Buchfink	Z	2	0		LC	LC		*
Dohle	Z	16	4		LC	LC		*
Dreizehenmöwe	R/Z	1.486	706		VU	EN	A 1b	*
Eiderente	R/Z	14	4		VU	EN	A 4	*
Eissturmvogel	R/Z	14	8		EN	VU		*
Ente unbestimmt	R/Z	58	1					
Feldlerche	Z	7	2		LC	LC		*
Fluss-/Küstenseeschwalbe	R/Z	405	139					
Flusseeschwalbe	R/Z	27	10	Anhang I	LC	LC	C 1	3
Gaugans	Z	391	48		LC	LC	C 1/B 1	*
Hausrotschwanz	Z	1	0		LC	LC		*
Haustaube	Z	3	0					
Heckenbraunelle	Z	2	0		LC	LC		*
Heringsmöwe	R/Z	3.079	1.388		LC	LC	C 1	*
Höckerschwan	Z	2	2		LC	LC	C 1	*
Hohltaube	Z	1	1		LC	LC		*
Kiebitz	Z	1	1		VU	VU	A 4	V
Knutt	Z	1	0		LC	LC	A 4	V
Kormoran	R/Z	162	36		LC	LC	C 1	*

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	Ind. Transekt	Vsch-RL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Krähenscharbe	R/Z	2	0		LC	NT		
Krickente	Z	51	0		LC	LC	C 1	3
Küstenseeschwalbe	R/Z	24	16	Anhang I	LC	LC	C 1	V
Lachmöwe	R/Z	89	8		LC	LC	B 2c	*
Mantelmöwe	R/Z	107	54		LC	LC	C 1	*
Mauersegler	Z	1	0		LC	LC		*
Mittelmeermöwe	R/Z	1	0		LC	LC	C 1	*
Mönchsgrasmücke	Z	1	0		LC	LC		*
Papageitaucher	R/Z	1	1		EN	NT	A 1b	2
Prachtttaucher	R/Z	12	4	Anhang I	LC	LC	B 2c	*
Rauchschwalbe	Z	19	8		LC	LC		*
Ringelgans	Z	40	8		LC	LC	A 2/A 3a/B 2b	V
Ringeltaube	Z	2	1		LC	LC		*
Rotdrossel	Z	24	24		NT	VU		*
Rotkehlchen	Z	7	0		LC	LC		*
Samtente	R/Z	39	24		VU	VU	A 1b	1
Schmarotzer- raubmöwe	R/Z	6	2		LC	EN		*
Schnatterente	Z	1	1		LC	LC	C 1	*
Silbermöwe	R/Z	156	44		NT	VU	B 2c	*
Skua	R/Z	4	4		LC	LC	B 1	*
Sperber	Z	2	1		LC	LC		*
Star	Z	2.188	1.934		LC	LC		*
Steinschmätzer	Z	1	0		LC	LC		V
Sternaucher	R/Z	189	87	Anhang I	LC	LC	B (1)	2
Sturmmöwe	R/Z	1.180	684		LC	LC	C 1	*
Sumpfohreule	Z	4	1	Anhang I	LC	LC		1
Tordalk	R/Z	370	286		NT	LC	A 4	
Trauerente	R/Z	797	127		LC	LC	B 2a	*
Trottellumme	R/Z	2.580	2.163		NT	LC	C 1	*
Trottellumme/Tordalk	R/Z	323	108					*
Turmfalke	Z	1	0		LC	LC		*
unbestimmte Großmöwe	R/Z	303	151					
unbestimmte Kleinsmöwe	R/Z	80	0					
unbestimmte Limikole	Z	23	5					
unbestimmter Pieper	Z	2	0					
unbestimmte Seeschwalbe	R/Z	18	0					
unbestimmte Taube	Z	1	0					
unbestimmter Säger	R/Z	1	0					

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	Ind. Transekt	Vsch-RL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
unbestimmter Schwan	Z	4	0					
unbestimmter Seetaucher	R/Z	79	23					
unbestimmter Singvogel	Z	150	3					
Weisswangengans	Z	287	0	Anhang I	LC	LC	C 1	*
Wiesenpieper	Z	30	2		NT	VU		*
Wintergoldhähnchen	Z	2	0		LC	NT		*
Zaunkönig	Z	4	0		LC	LC		*
Zilpzalp	Z	2	0		LC	LC		*
Zwergmöwe	R/Z	636	392	Anhang I	NT	LC	B 1	*
Anzahl		17.204	9.123					

Tab. A.26 Vollständige Artenliste aller im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2019 während der Flugtransekt-Erfassungen nachgewiesene Vogelarten, inklusive Individuenzahl, mit Angaben zum Status im Untersuchungsgebiet (Rast/Zug [R/Z] bzw. Zug [Z]) sowie zum Schutz- oder Gefährdungsstatus [Rast/Zug: Arten, die sowohl als Rast- als auch als Zugvogel im Untersuchungsgebiet auftreten können; Zug: Arten, die nur als Zugvogel auftreten; Vsch-RL: EU-Vogelschutzrichtlinie, Anhang I; EUR-Gef: gesamteuropäische Gefährdungskategorien; EU27-Gef.: Gefährdungskategorien innerhalb der 27 EU-Staaten (Stand: 2017); AEWA: Kategorien des AEWA-Abkommens; RLW-BRD: Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands. Arten, die nur durch Ruferfassungen nachgewiesen wurden, sind durch Leerfelder in den Individuensummen-Spalten gekennzeichnet]. Siehe Quellen und Erläuterungen im Anschluss an Tabelle.

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	Vsch-RL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Alkenvogel unbestimmt	R/Z	33					
Austernfischer	Z	11		VU	VU	A 4	*
Basstölpel	R/Z	179		LC	LC	C 1	*
Bekassine	Z	6		LC	LC	B 2c	V
Bergente	Z	1		VU	VU	B 2c	R
Brandseeschwalbe	R/Z	394	Annex I	LC	LC	C 1	*
Dreizehenmöwe	R/Z	923		VU	EN	A 1b	*
Eiderente	R/Z	22		VU	EN	A 4	*
Eisente	Z	1		VU	VU	A 1b	V
Eissturmvogel	R/Z	10		EN	VU		*
Eissturmvogel/ Möwe unbestimmt	R/Z	7					
Ente unbestimmt	R/Z	17					
Fluss-/ Küstenseeschwalbe	R/Z	501	Annex I	LC	LC	C 1	
Gans unbestimmt	Z	3					

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	Vsch-RL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Goldregenpfeifer	Z	76	Annex I	LC	LC	B 2c/ C 1	1 (<i>spp. apricaria</i>)
Graugans	Z	31		LC	LC	B 1/ C 1	*
Greifvogel unbestimmt	Z	1					
Großer Brachvogel	Z	31		VU	VU	A4	*
Heringsmöwe	R/Z	5.208		LC	LC	C 1	1 (<i>spp. fuscus</i>)
Heringsmöwe/ Mantelmöwe	R/Z	38					
Kanadagans	Z	11		LC	NE		
Kleinsmöwe unbestimmt	R/Z	265					
Kormoran	R/Z	10		LC	LC	C 1	*
Krickente	Z	16		LC	LC	C 1	3
Lachmöwe	R/Z	232		LC	LC	B 2c	*
Lappentaucher unbestimmt	R/Z	2					
Limikole unbestimmt	Z	161					
Löffelente	Z	4		LC	LC	B 1	*
Mantelmöwe	R/Z	106		LC	LC	C 1	*
Mauersegler	Z	1		LC	LC		*
Mittelsäger	Z	15		NT	VU	A 3c	*
Möwe unbestimmt	R/Z	183					
Papageitaucher	R/Z	2		EN	NT	A 1b	2
Pfeifente	Z	61		LC	VU	B 2c	*
Pfuhlschnepfe	Z	55	Annex I	LC	LC	A 4	*
Raubmöwe unbestimmt	R/Z	1					
Raufußbussard	Z	1		LC	EN		2
Rohrweihe	Z	3	Annex I	LC	LC		*
Samtente	R/Z	2		VU	VU	A 1b	1
Schmarotzerraubmöwe	R/Z	2		LC	EN		*
Seeschwalbe/ kleine Möwe	R/Z	131					
Seeschwalbe unbestimmt	R/Z	297					
Seetaucher unbestimmt	R/Z	19					
Silbermöwe	R/Z	150		NT	VU	B 2c	*
Silbermöwe/ Sturmmöwe	R/Z	185					
Singvogel unbestimmt	Z	48					
Skua	R/Z	3		LC	LC	B 1	*
Sperber	Z	1	Annex I*	LC	LC		*
Sternaucher	R/Z	84	Annex I	LC	LC	C (1)	2
Sturmmöwe	R/Z	586		LC	LC	C 1	*
Sumpfhöreule	Z	1	Annex I	LC	LC		1

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	Vsch-RL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Tordalk	R/Z	2.218		NT	LC	A 4	*
Trauerente	R/Z	4.955		LC	LC	B 2a	*
Trottellumme	R/Z	2.383	Annex I*	NT	LC	B 2c/ C 1	*
Trottellumme/ Tordalk	R/Z	1.433					
Turmfalke	Z	13		LC	LC		*
Vogel unbestimmt		300					
Zwergmöwe	R/Z	318	Annex I	NT	LC	B 1	*
Zwergseeschwalbe	R/Z	1	Annex I	LC	LC	A 2	2
Gesamt		21.752					

EU-Vogelschutzrichtlinie (Vsch-RL, Quelle: Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2013)

Annex I Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie umfasst insgesamt 181 Arten. Es sind die vom Aussterben bedrohte Arten, aufgrund geringer Bestände oder kleiner Verbreitungsgebiete seltene oder durch ihre Habitatsansprüche besonders schutzbedürftige Arten.

Die **gesamteuropäischen Gefährdungskategorien** (EUR-Gef.) und die EU27-Gefährdungskategorien (EU27-Gef.) (Quelle: BirdLife International 2017):

CR – Critically Endangered:	„Vom Aussterben bedroht“. Ein Taxon ist vom Aussterben bedroht, wenn gemäß den besten verfügbaren Datengrundlagen ein extrem hohes Risiko besteht, dass das Taxon in unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt.
EN – Endangered:	„Stark gefährdet“. Ein Taxon ist stark gefährdet, wenn gemäß den besten verfügbaren Datengrundlagen ein sehr hohes Risiko besteht, dass das Taxon in unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt.
VU – Vulnerable:	„Gefährdet“. Ein Taxon ist gefährdet, wenn gemäß den besten verfügbaren Datengrundlagen ein hohes Risiko besteht, dass das Taxon in unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt.
NT - Near Threatened	„potentiell gefährdet“. Ein Taxon ist potentiell gefährdet, wenn die Beurteilung nicht zur Einstufung in die Kategorien vom Aussterben bedroht, stark gefährdet oder verletzlich führt, jedoch vorraussichtlich in naher Zukunft in einer der Kategorien eingestuft werden wird
LC - Least Concern	„nicht gefährdet“. Ein Taxon ist nicht gefährdet, wenn die Beurteilung nicht zur Einstufung in die Kategorien vom Aussterben bedroht, stark gefährdet, verletzlich oder potentiell gefährdet führt. Weit verbreitete und individuenstarke Arten sind hier geführt.
NE - Not Evaluated	„nicht bewertet“.

Populationsstatus nach dem Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel (**AEWA**) (Quelle: UNEP/AEWA Secretariat 2019):

- A 1c: Populationen mit einer Individuenzahl von weniger als etwa 10.000.
- A 2: Populationen mit einer Individuenzahl von etwa 10.000 bis 25.000.
- A 3b: Populationen mit einer Individuenzahl von etwa 25.000 bis 100.000, die als gefährdet gelten aufgrund der Angewiesenheit auf einen erheblich gefährdeten Habitattyp.
- A 3c: Populationen mit einer Individuenzahl von etwa 25.000 bis 100.000, die als gefährdet gelten aufgrund eines erheblichen langfristigen Rückganges.
- A 4: Arten, die in der IUCN Red List als „Near Threatened“ geführt werden, die aber nicht die Kriterien zur Einstufung in die Kategorien A 1, A 2 oder A 3 erfüllen,
- B 1: Populationen mit einer Individuenzahl von etwa 25.000 und 100.000, die den Voraussetzungen für Spalte A nicht entsprechen.
- B 2a: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die besondere Aufmerksamkeit notwendig erscheint aufgrund der Konzentration auf eine geringe Anzahl von Stätten in jeder Phase ihres Jahreszyklus.
- B 2b: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die besondere Aufmerksamkeit notwendig erscheint aufgrund der Angewiesenheit auf einen erheblich gefährdeten Habitattyp.
- B 2c: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die besondere Aufmerksamkeit notwendig erscheint aufgrund eines erheblichen langfristigen Rückganges.
- B 2d: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die besondere Aufmerksamkeit notwendig erscheint aufgrund großer Schwankungen bezüglich Populationsgröße oder –trends.
- C 1: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die eine internationale Zusammenarbeit von erheblichem Nutzen sein könnte und die den Voraussetzungen für Spalte A oder B nicht entsprechen.
- (): Populationssituation unbekannt, Gefährdungsstatus geschätzt.
- *: Die mit einem Sternchen gekennzeichneten Populationen dürfen ausnahmsweise auf der Grundlage einer nachhaltigen Nutzung auch weiterhin bejagt werden, soweit die Bejagung dieser Populationen einer langen kulturellen Tradition entspricht (siehe Anlage 3 Absatz 2.2.1).
- [N]: Art des AEWA-Abkommens, für die Deutschland kein Arealstaat ist.

Die Gefährdungskategorien der **Roten Liste wandernder Vogelarten Deutschlands (RLW-BRD)**
(Quelle: Hüppop et al. 2013):

- 0 - Erloschen: Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, die im Bezugsraum als wandernde Individuen verschwunden sind oder von denen keine wild lebenden Bestände mehr bekannt sind.
- 1 - Vom Erlöschen bedroht: Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, die so schwerwiegend bedroht sind, dass ihre Bestände in absehbarer Zeit erlöschen, wenn die Gefährdungsursachen fortbestehen.
- 2 - Stark gefährdet: Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, deren Bestände erheblich zurückgegangen oder durch laufende bzw. absehbare menschliche Einwirkungen erheblich bedroht sind. Wird die aktuelle Gefährdung der Einheit nicht abgewendet, rückt sie vor-aussichtlich in die Kategorie „Vom Erlöschen bedroht“ auf.
- 3 - Gefährdet: Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, deren Bestände merklich zurückgegangen oder durch laufende oder absehbare menschliche Einwirkungen bedroht sind. Wird die aktuelle Gefährdung der Einheit nicht abgewendet, rückt sie voraussichtlich in die Kategorie „Stark gefährdet“ auf.
- R - Extrem selten: Extrem seltene oder sehr lokal vorkommende Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, deren Bestände in der Summe weder lang- noch kurzfristig abgenommen haben und die auch nicht aktuell bedroht sind, aber gegenüber unvorhersehbaren Gefährdungen besonders anfällig sind.

- * - Ungefährdet Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen werden als derzeit nicht gefährdet angesehen, wenn ihre Bestände zugenommen haben, stabil sind oder so wenig abgenommen haben, dass sie nicht mindestens in Kategorie V eingestuft werden müssen
- V - Vorwarnliste Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, deren Bestände merklich zurückgegangen sind, aber aktuell noch nicht gefährdet sind. Bei Fortbestehen bestandsreduzierender Einwirkungen ist in naher Zukunft eine Einstufung in die Kategorie „Gefährdet“ wahrscheinlich.

A.3.2 Gradientenanalyse

Alkenvögel Flugfassungen

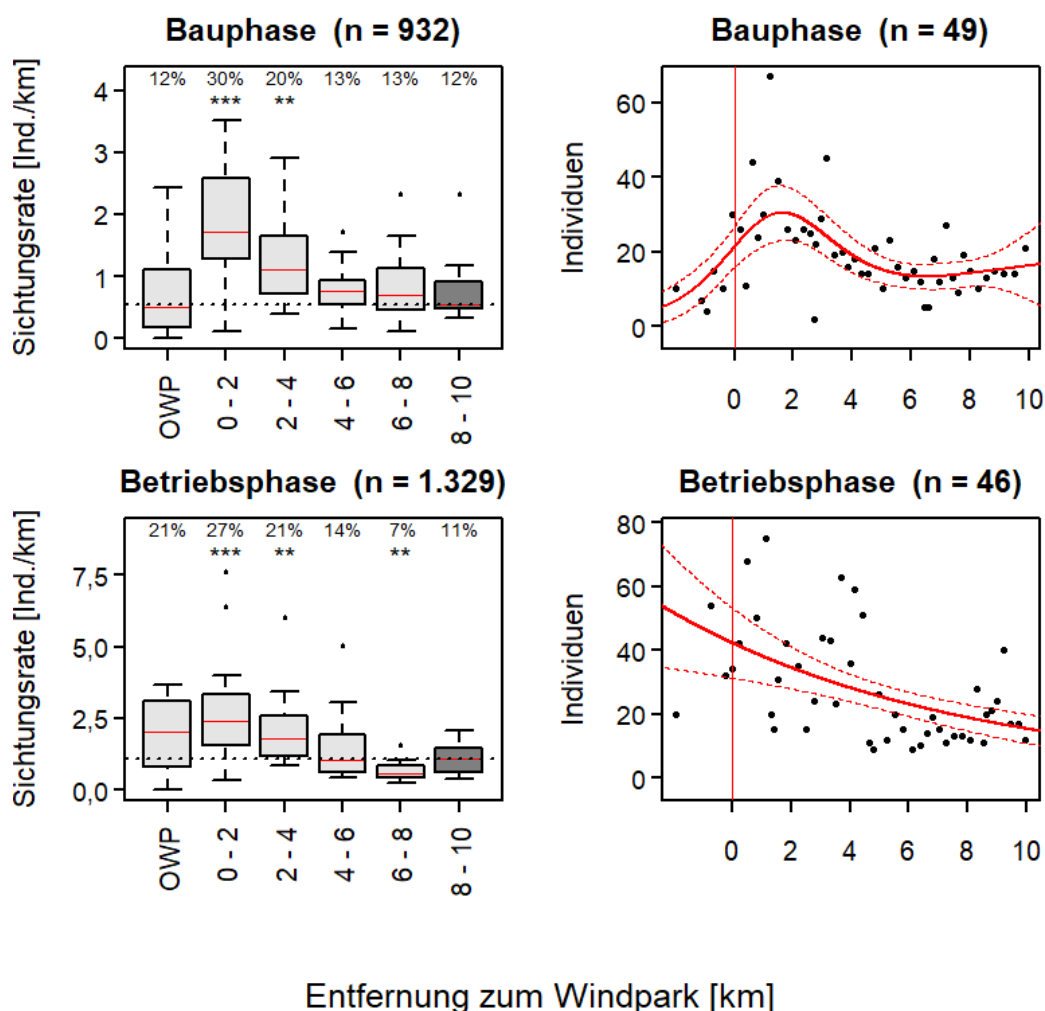


Abb. A.2 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Alkenvögel anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen vom April 2016. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 3.9.

A.3.3 Punktsichtungskarten Schiffstransekt-Erfassungen

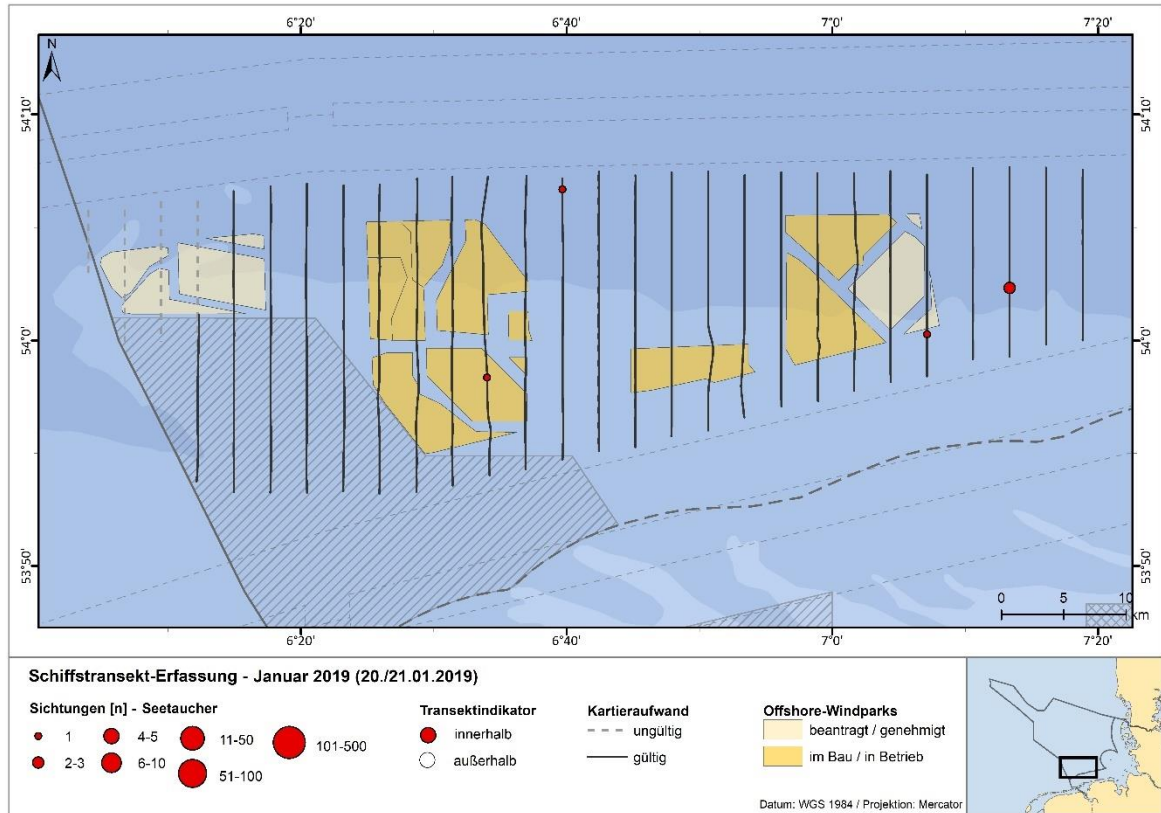
Seetaucher (Gavia sp.)

Abb. A. 3 Sichtungen der Seetaucher nach Schiffstransekt-Erfassungen im Januar 2019.

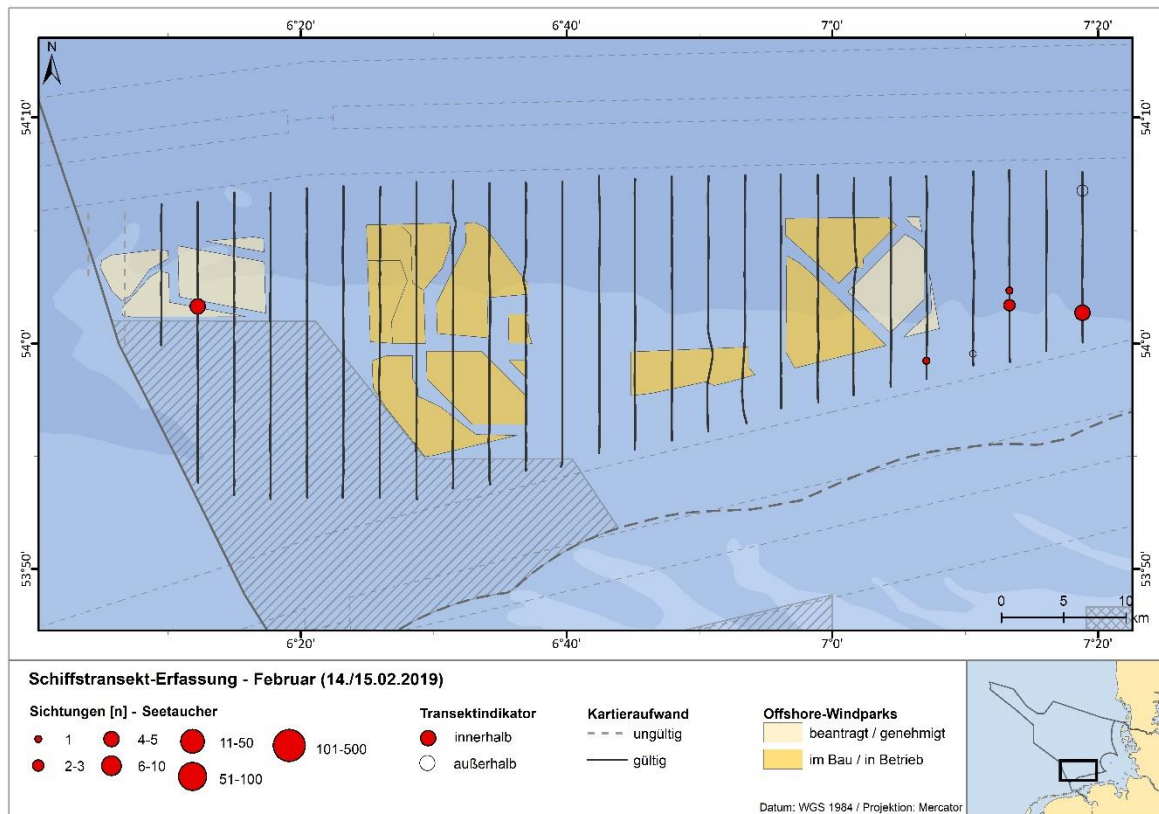


Abb. A. 4 Sichtungen der Seetaucher nach Schiffstransect-Erfassungen im Februar 2019.

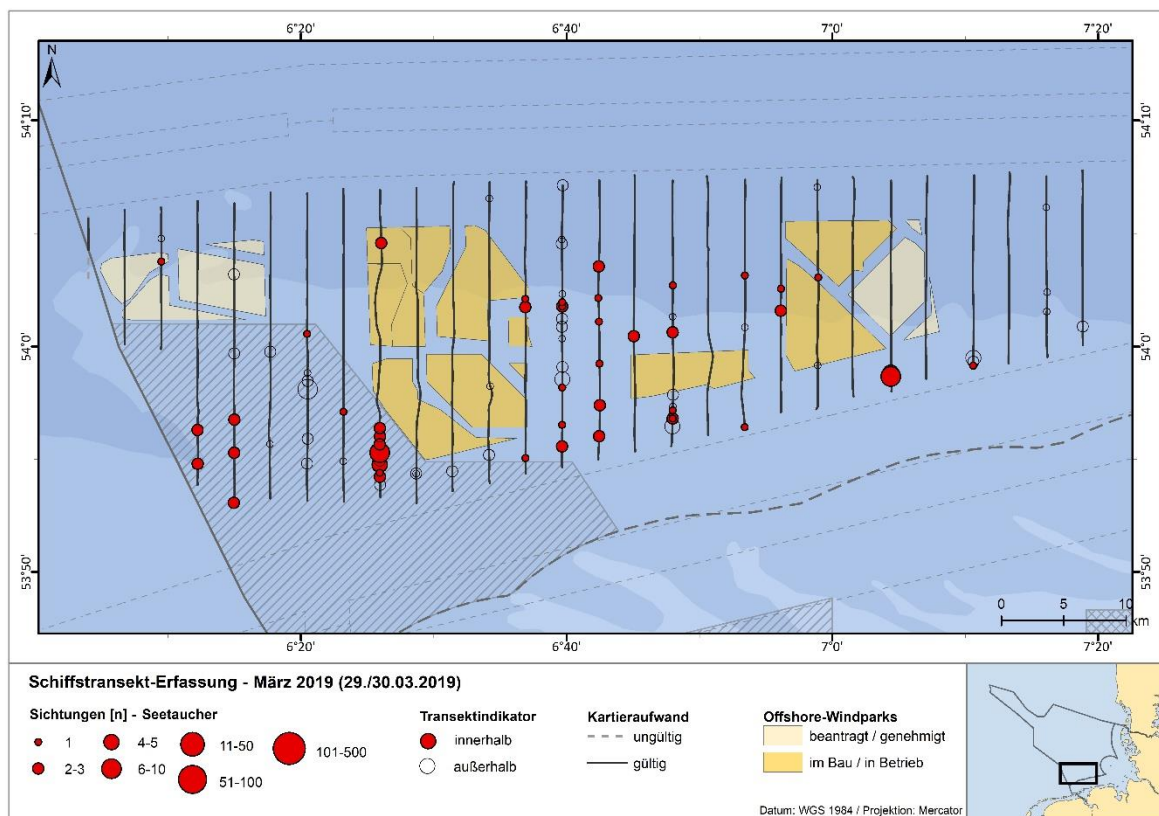


Abb. A. 5 Sichtungen der Seetaucher nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2019.

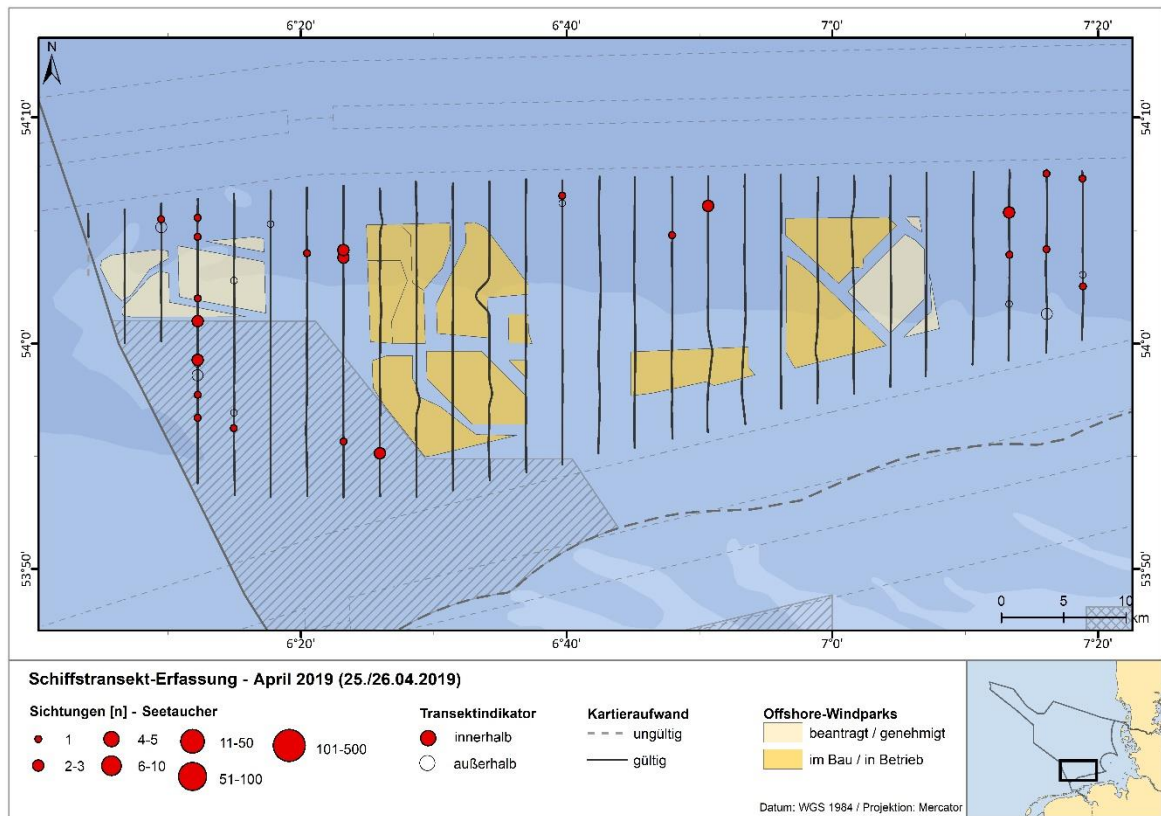


Abb. A. 6 Sichtungen der Seetaucher nach Schiffstransect-Erfassungen im April 2019.

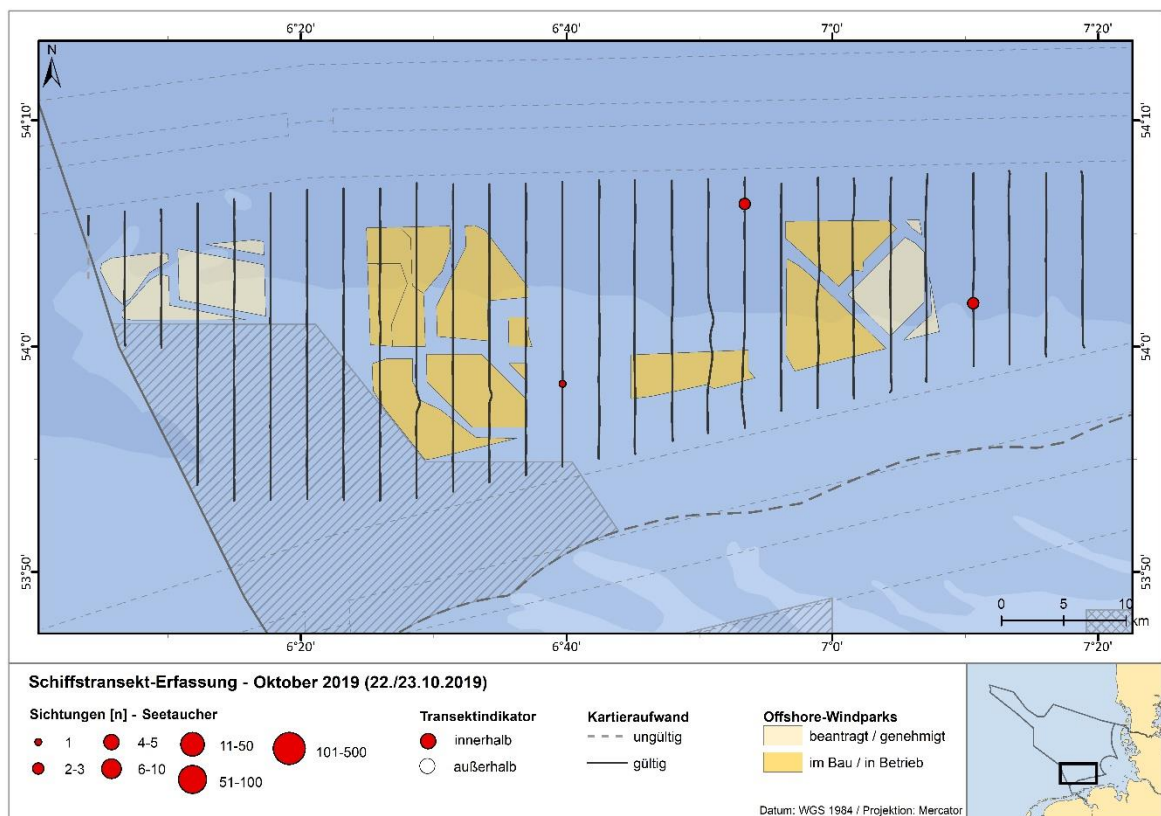


Abb. A. 7 Sichtungen der Seetaucher nach Schiffstransect-Erfassungen im Oktober 2019.

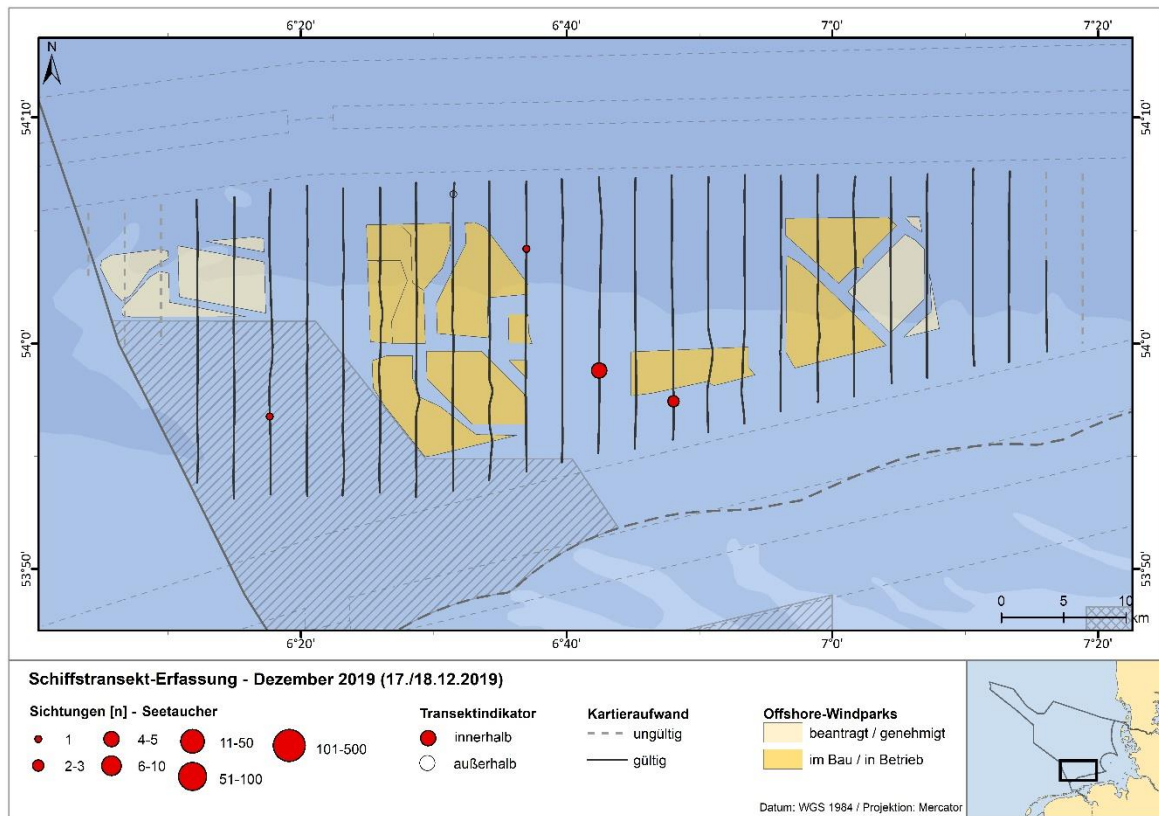


Abb. A. 8 Sichtungen der Seetaucher nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember (1. Fahrt) 2019.

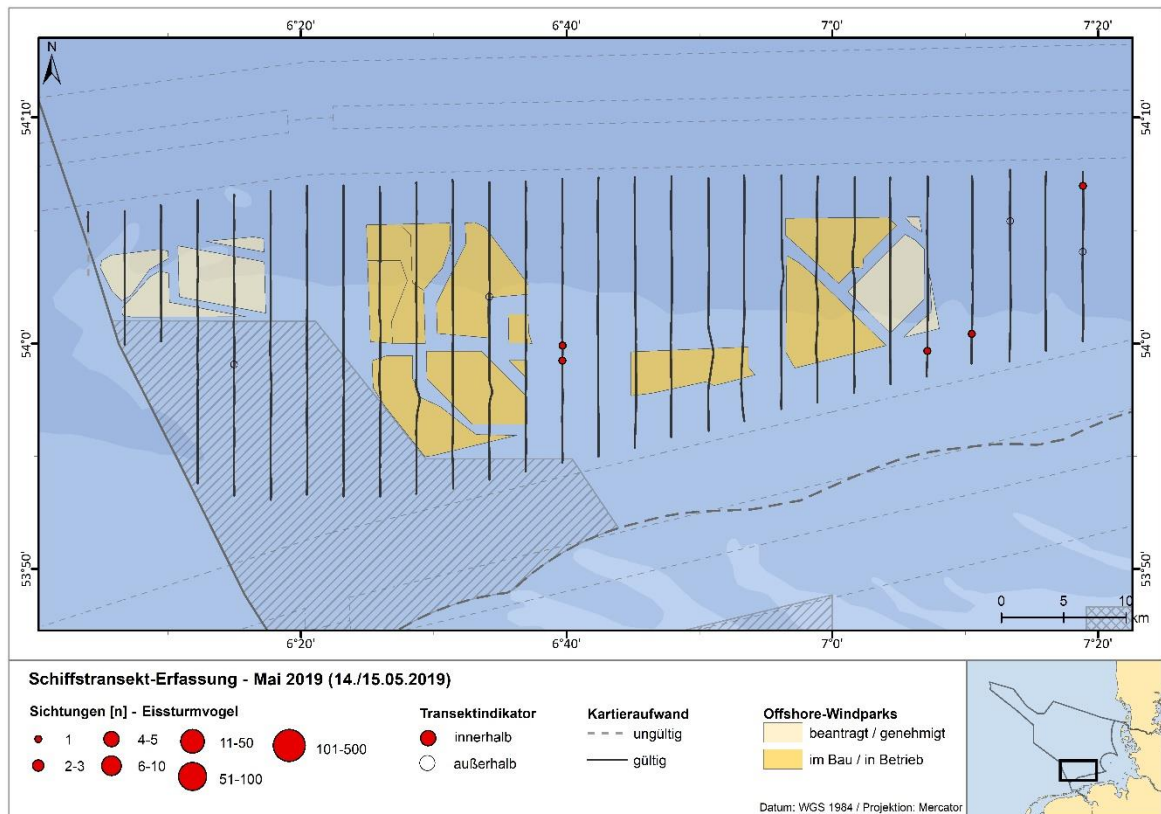
Eissturmvogel (Fulmarus glacialis)

Abb. A. 9 Sichtungen der Eissturmvögel nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2019.

Basstölpel (*Morus bassanus*)

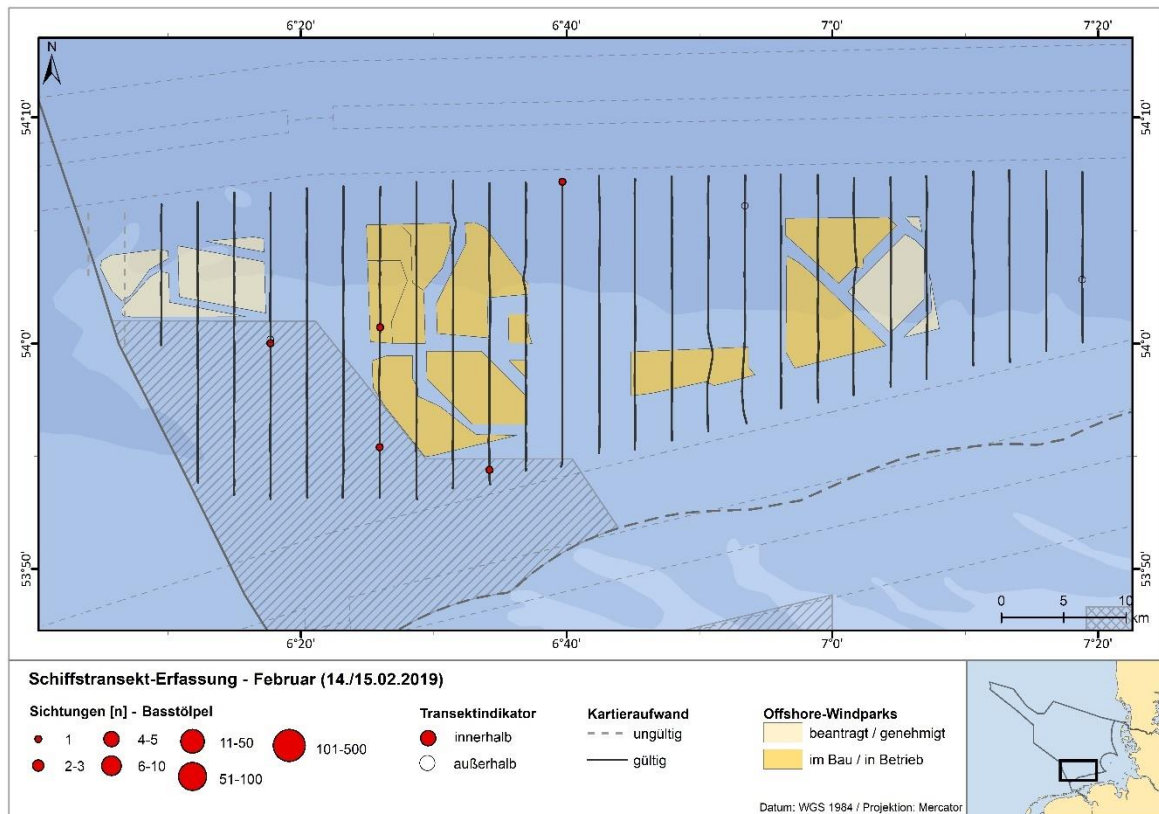


Abb. A. 10 Sichtungen der Basstölpel nach Schiffstransect-Erfassungen im Februar 2019.

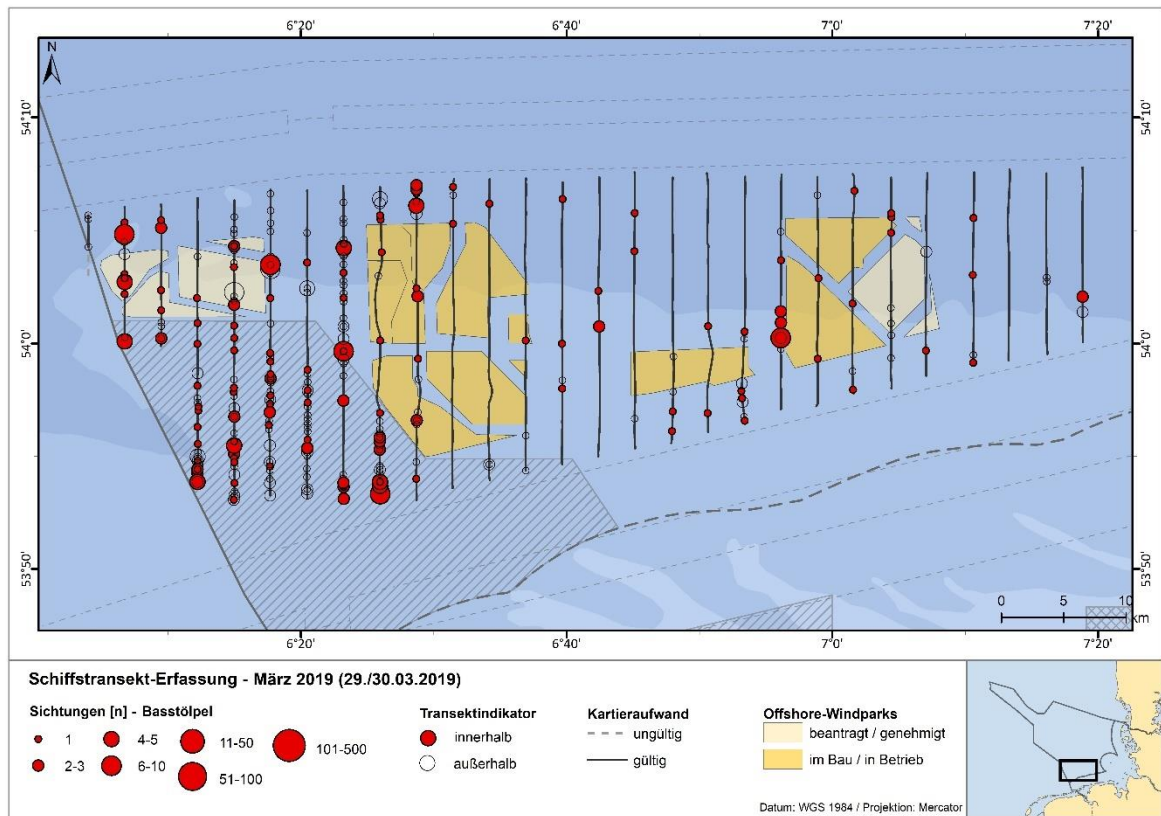


Abb. A. 11 Sichtungen der Basstölpel nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2019.

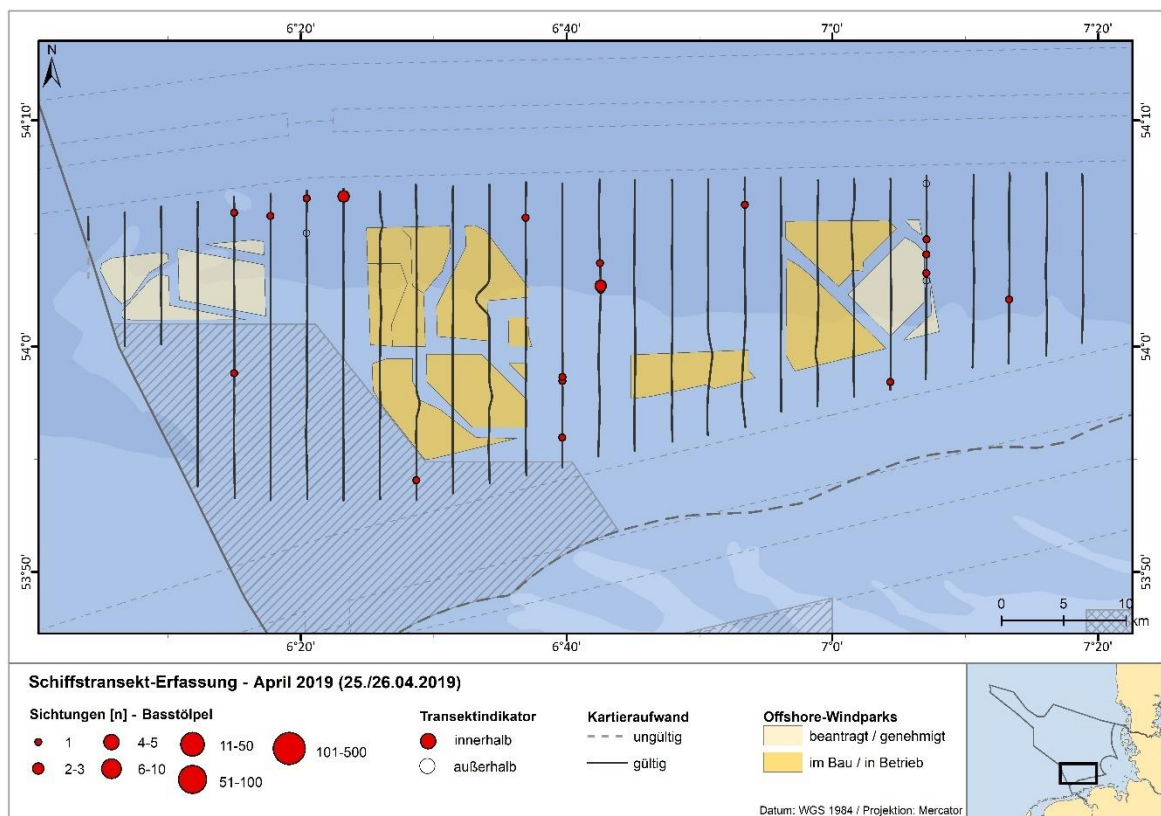


Abb. A. 12 Sichtungen der Basstölpel nach Schiffstransect-Erfassungen im April 2019.

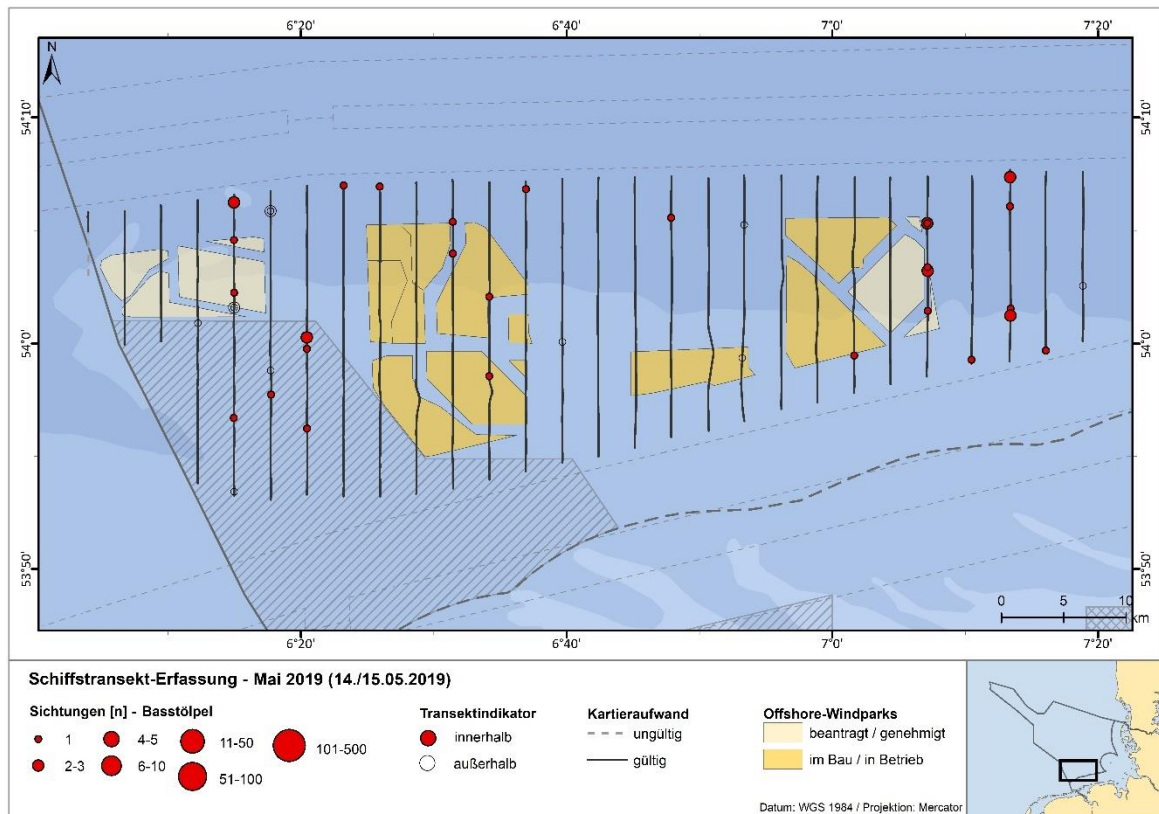


Abb. A. 13 Sichtungen der Basstölpel nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2019.

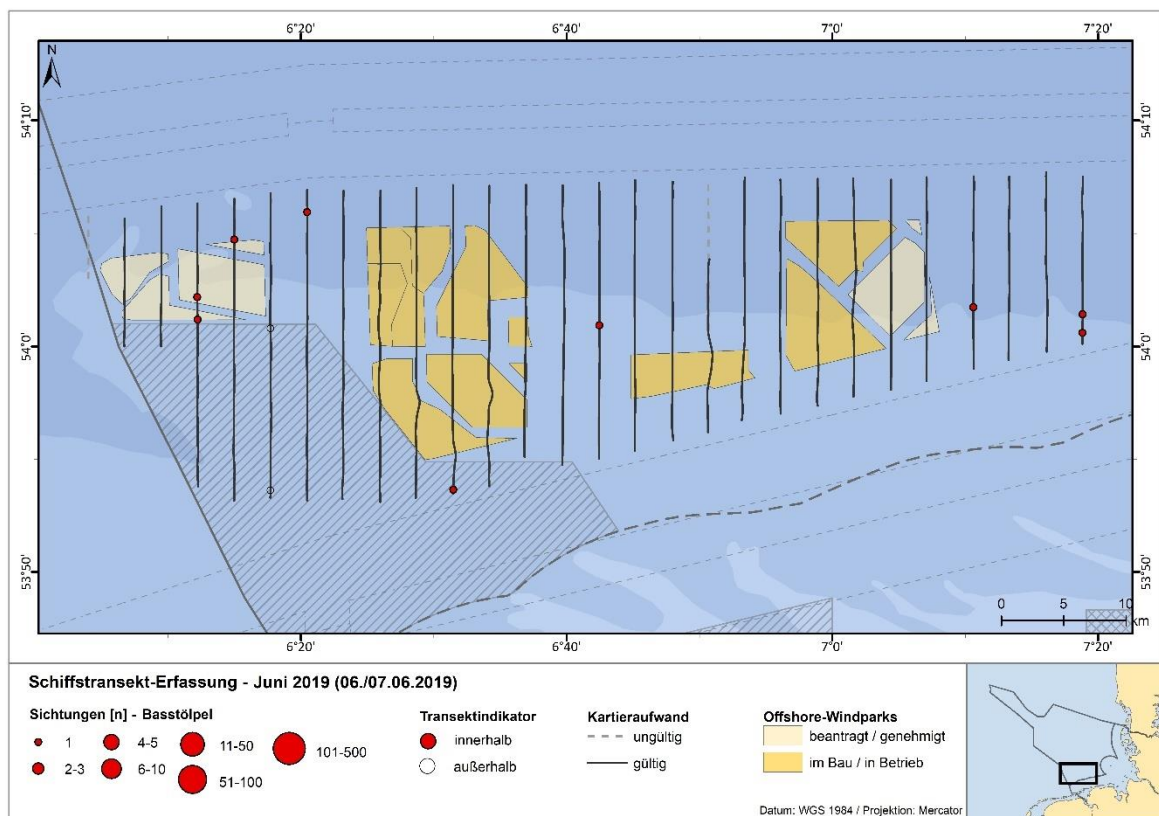


Abb. A. 14 Sichtungen der Basstölpel nach Schiffstransect-Erfassungen im Juni 2019.

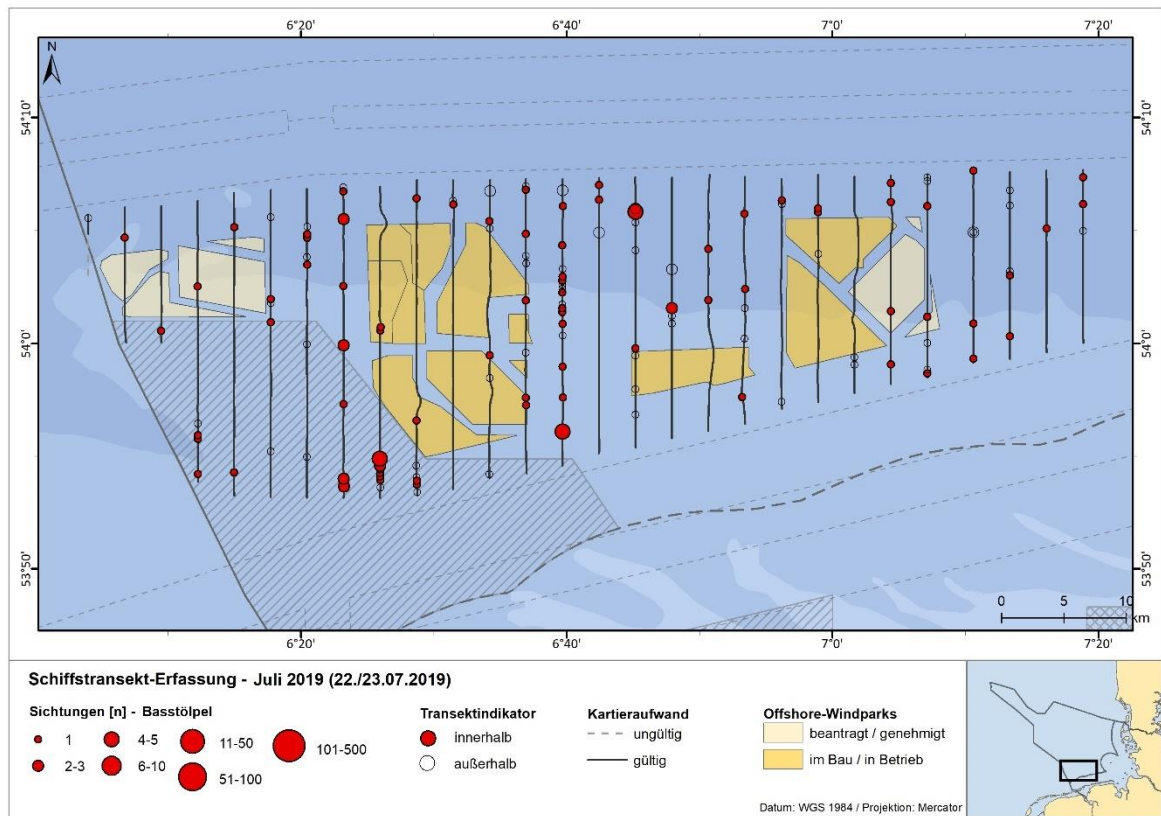


Abb. A. 15 Sichtungen der Basstölpel nach Schiffstransect-Erfassungen im Juli 2019.

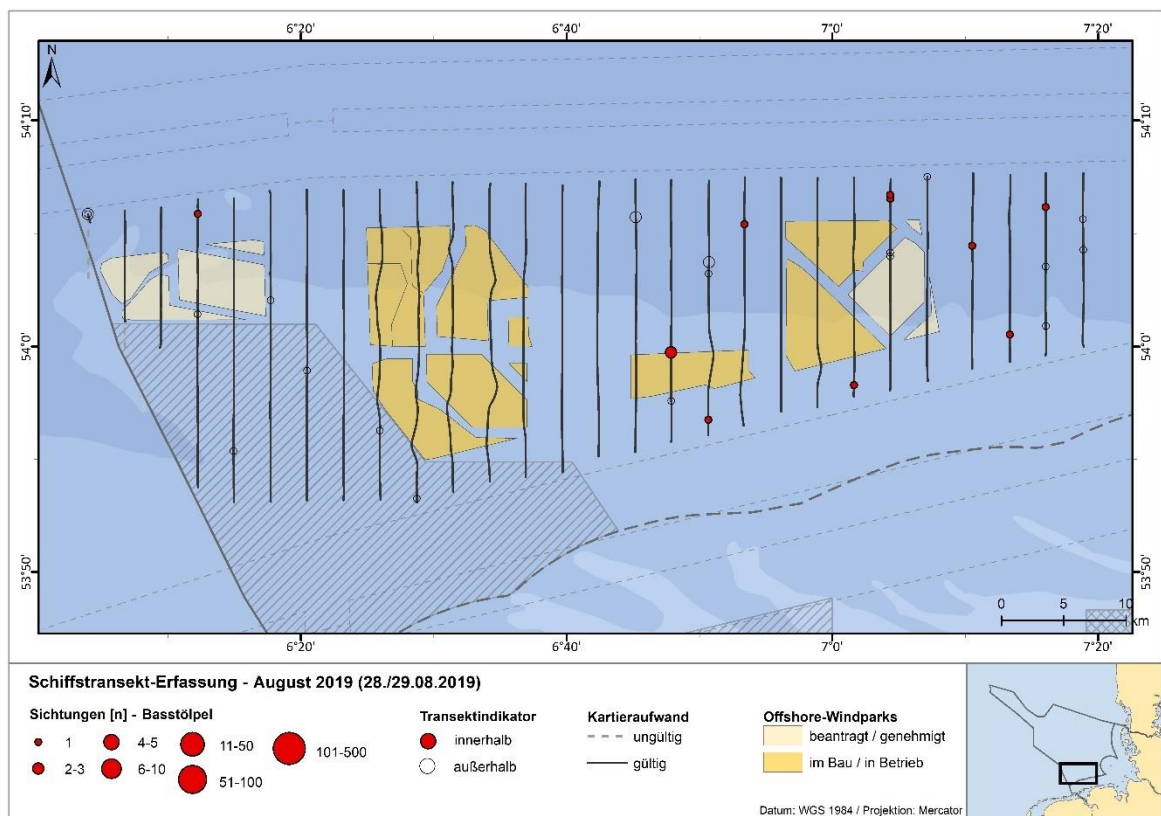


Abb. A. 16 Sichtungen der Basstölpel nach Schiffstransect-Erfassungen im August 2019.

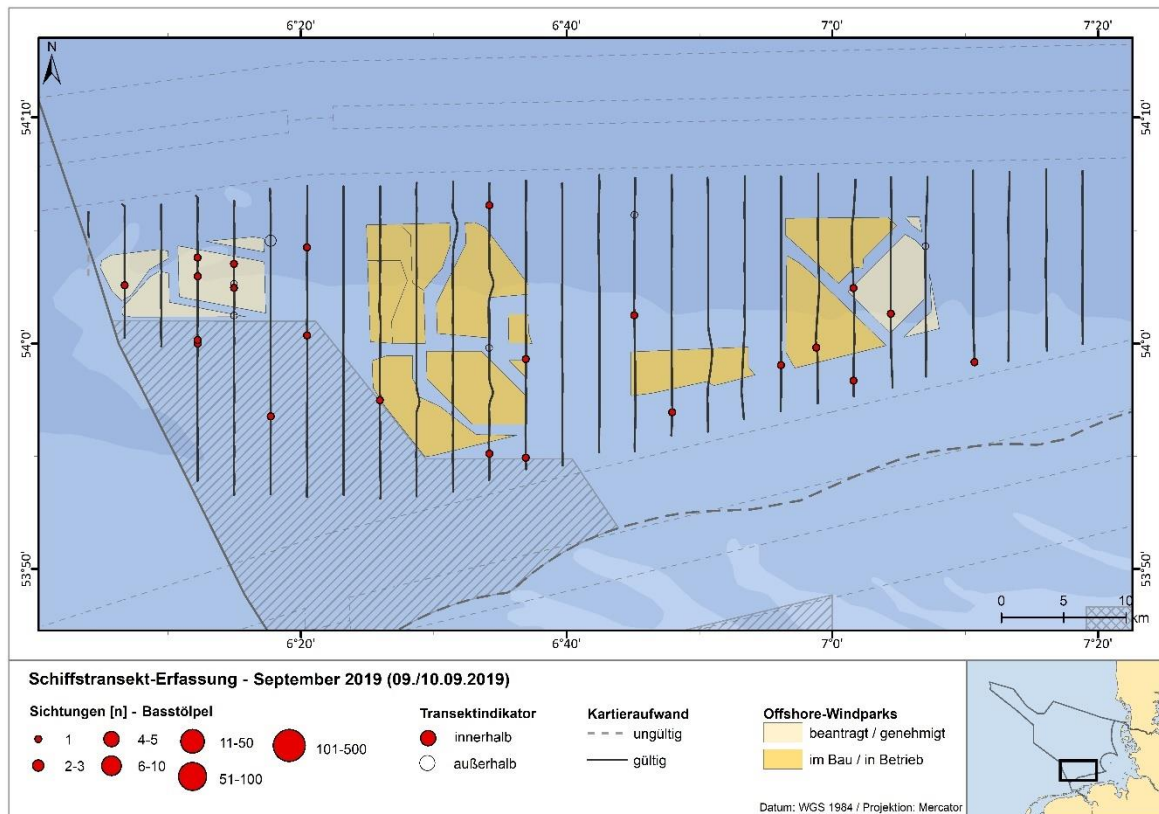


Abb. A. 17 Sichtungen der Basstölpel nach Schiffstransect-Erfassungen im September 2019.

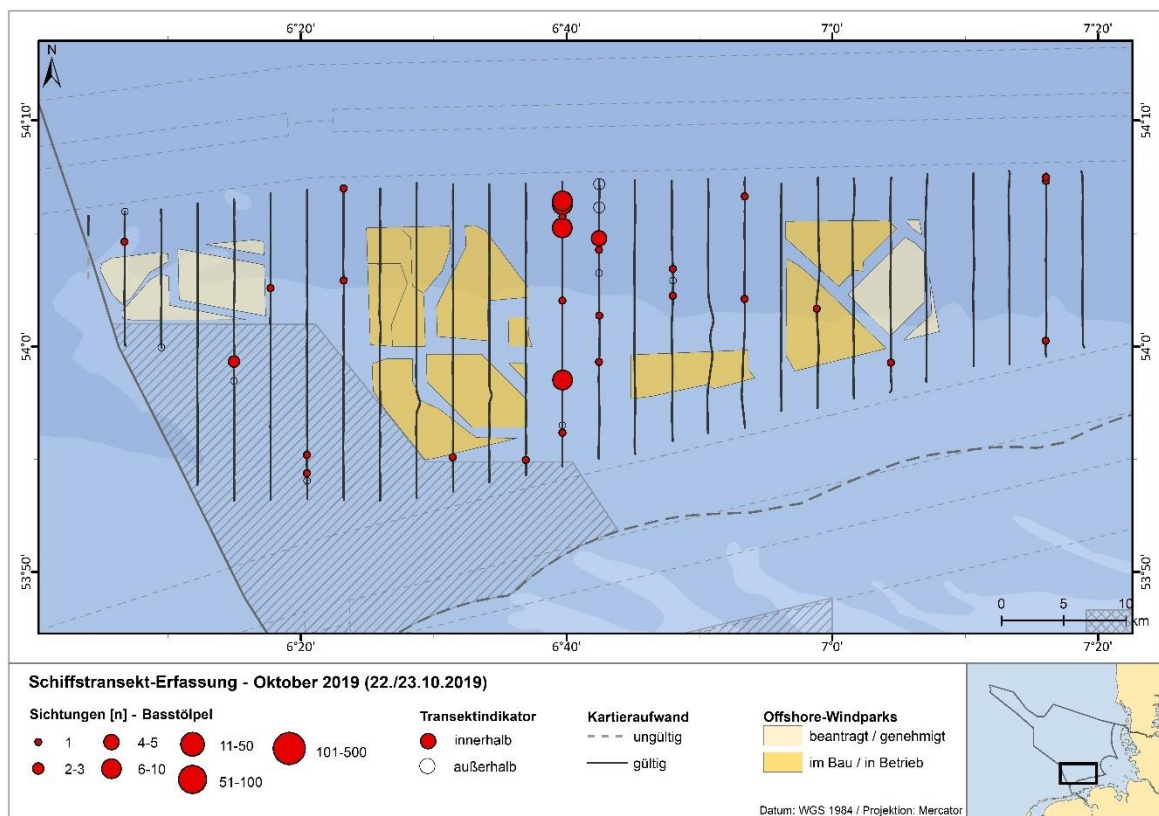


Abb. A. 18 Sichtungen der Basstölpel nach Schiffstransect-Erfassungen im Oktober 2019.

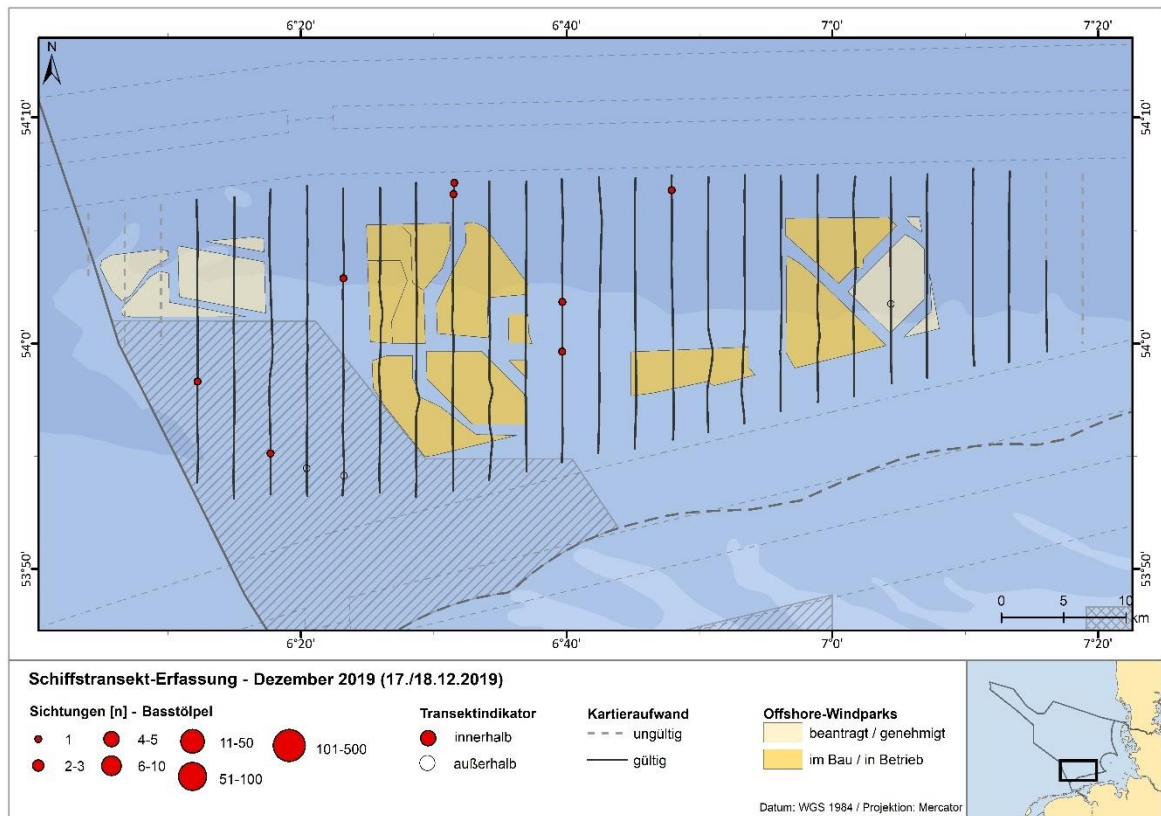


Abb. A. 19 Sichtigungen der Basstölpel nach Schiffstransekt-Erfassungen im Dezember (1. Fahrt) 2019.

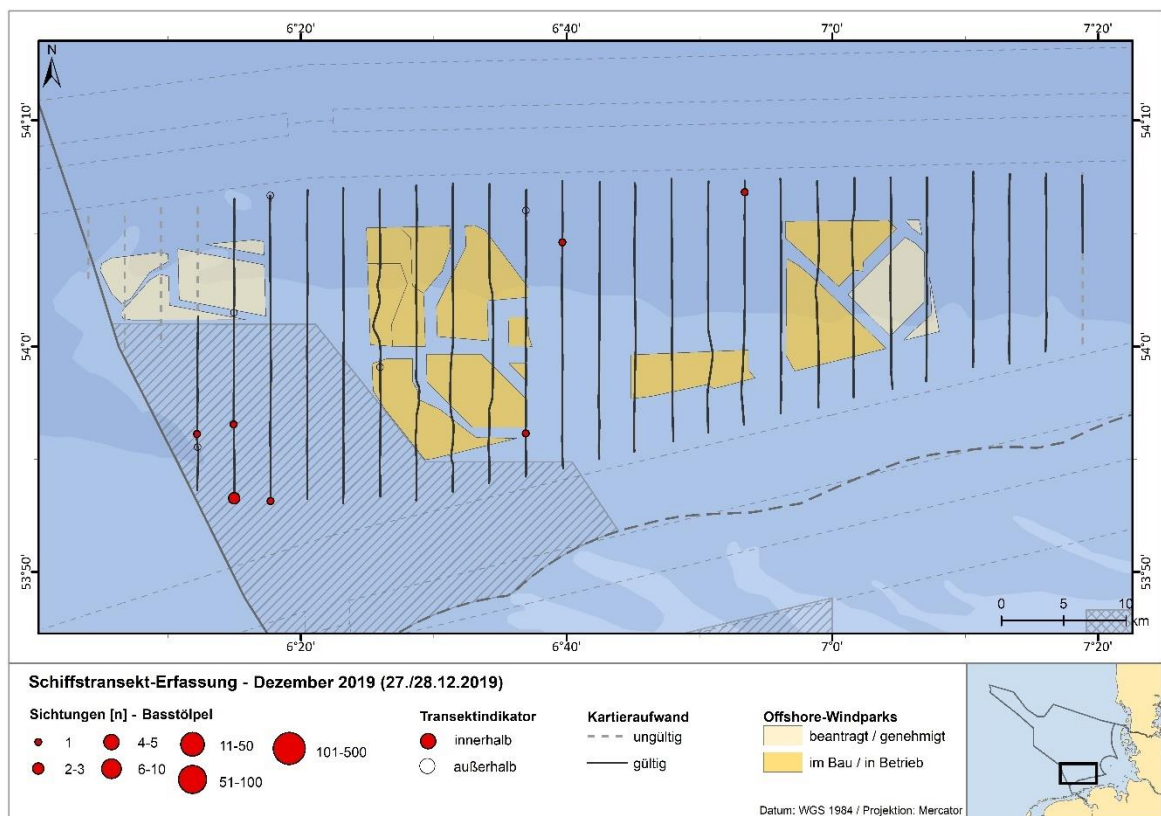


Abb. A. 20 Sichtigungen der Basstölpel nach Schiffstransekt-Erfassungen im Dezember (2. Fahrt) 2019.

Trauerente (*Melanitta nigra*)

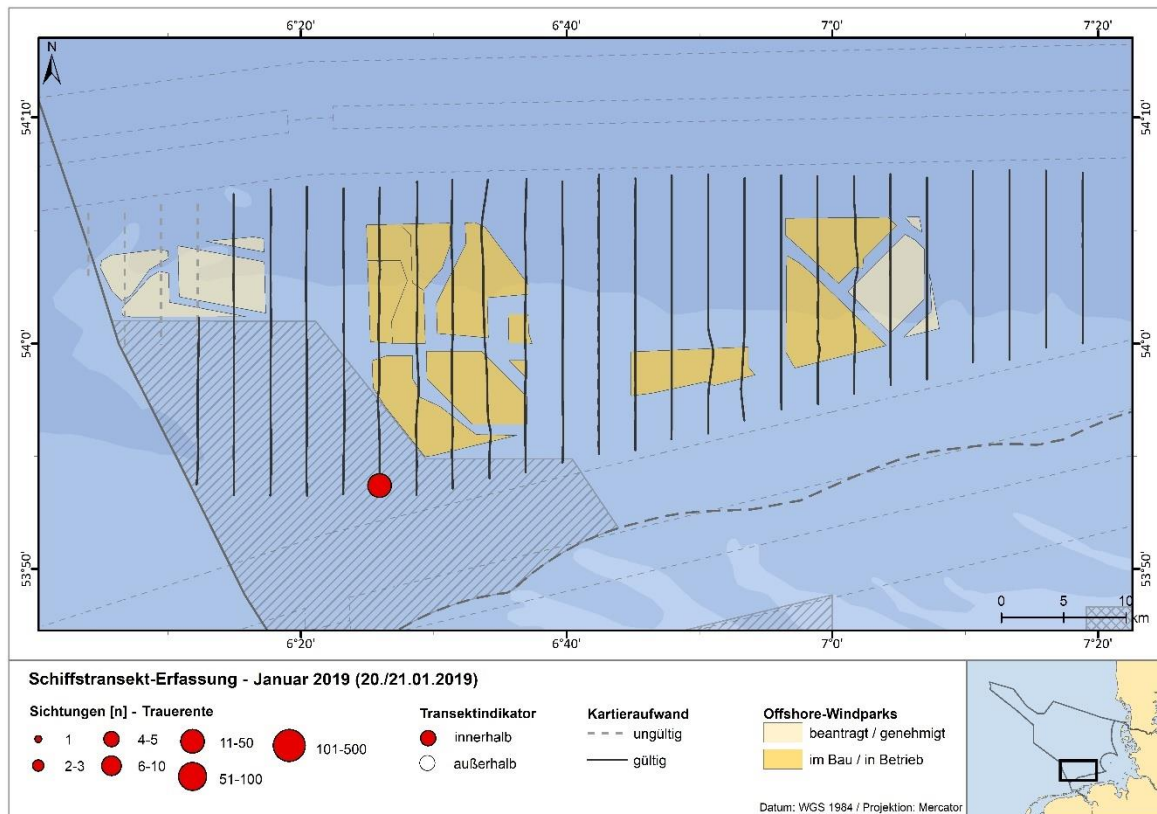


Abb. A. 21 *Sichtungen der Trauerenten nach Schiffstransect-Erfassungen im Januar 2019.*

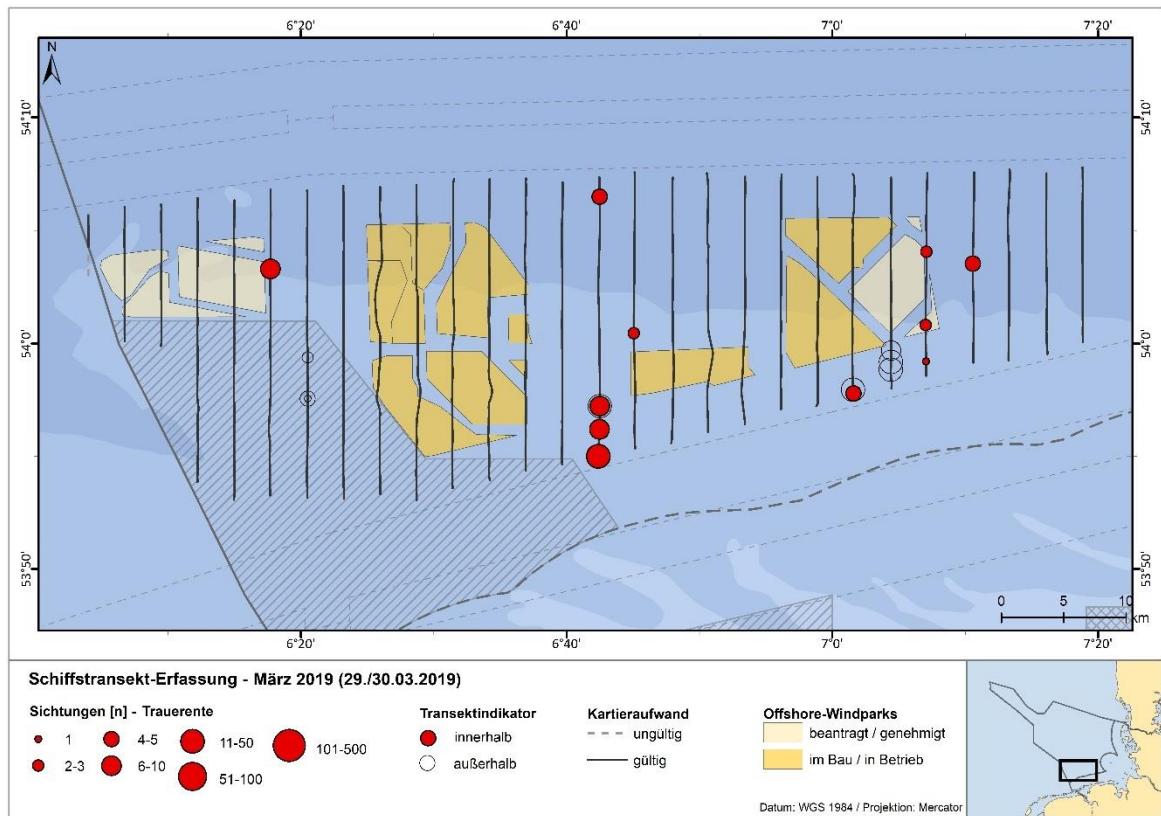


Abb. A. 22 Sichtungen der Trauerenten nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2019.

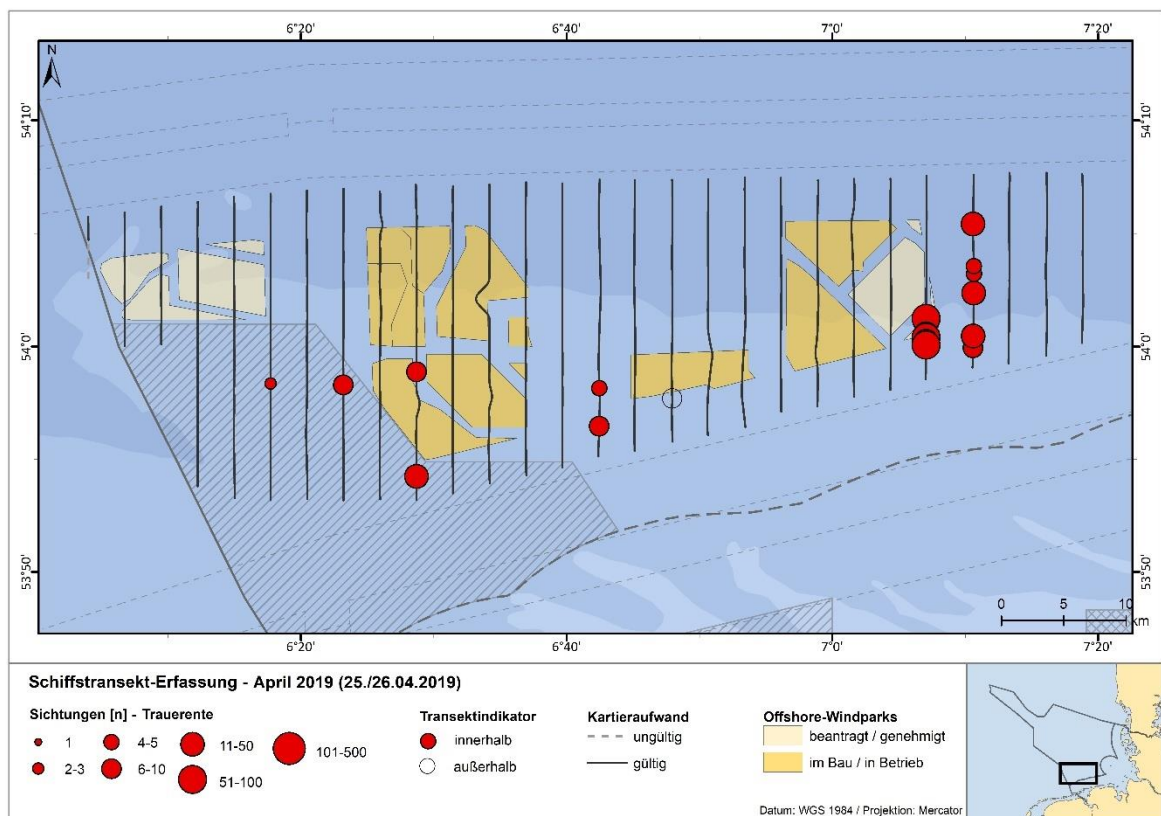


Abb. A. 23 Sichtungen der Trauerenten nach Schiffstransect-Erfassungen im April 2019.

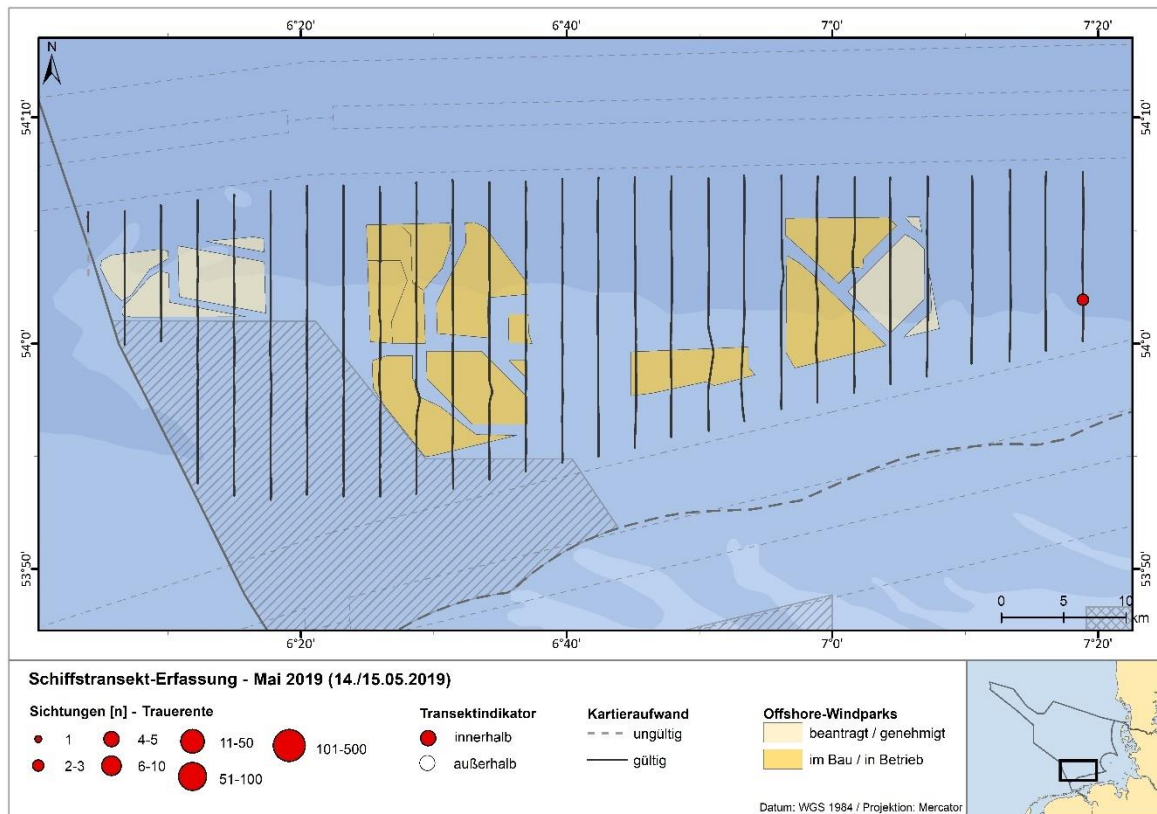


Abb. A. 24 Sichtungen der Trauerenten nach Schiffstransekt-Erfassungen im Mai 2019.

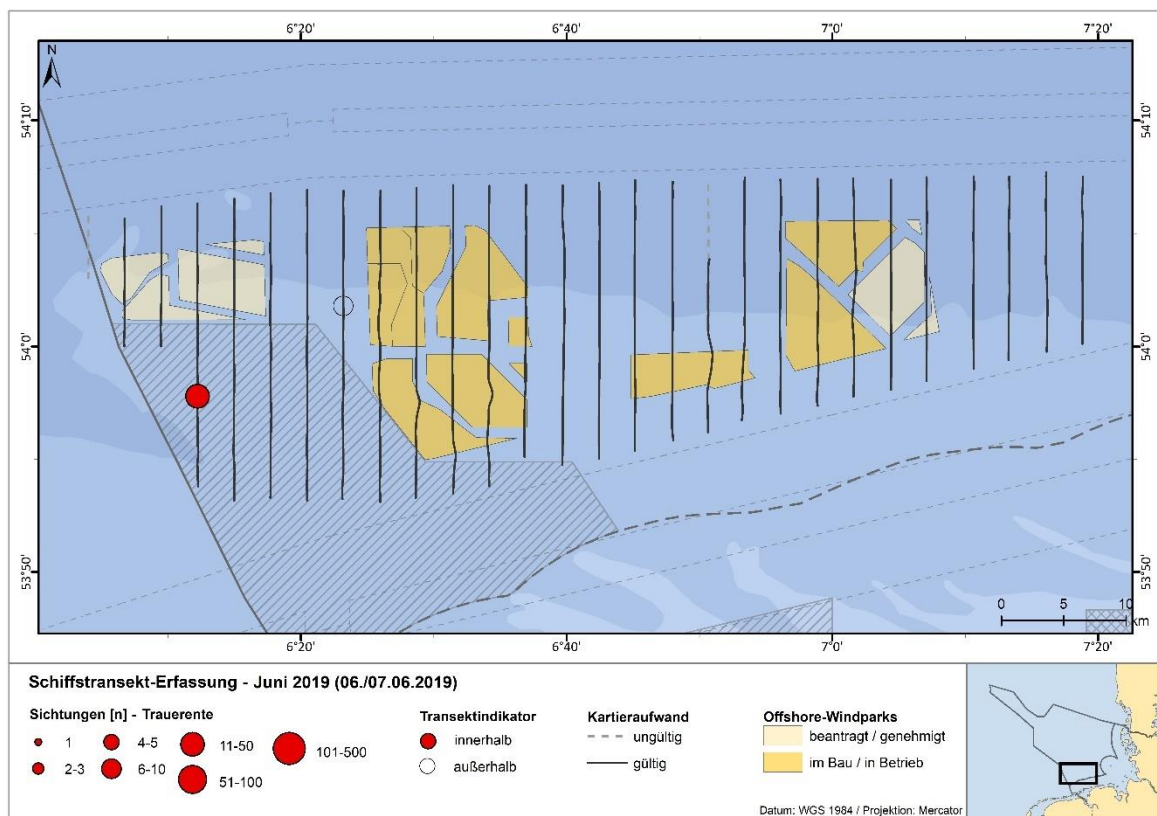


Abb. A. 25 Sichtungen der Trauerenten nach Schiffstransekt-Erfassungen im Juni 2019.

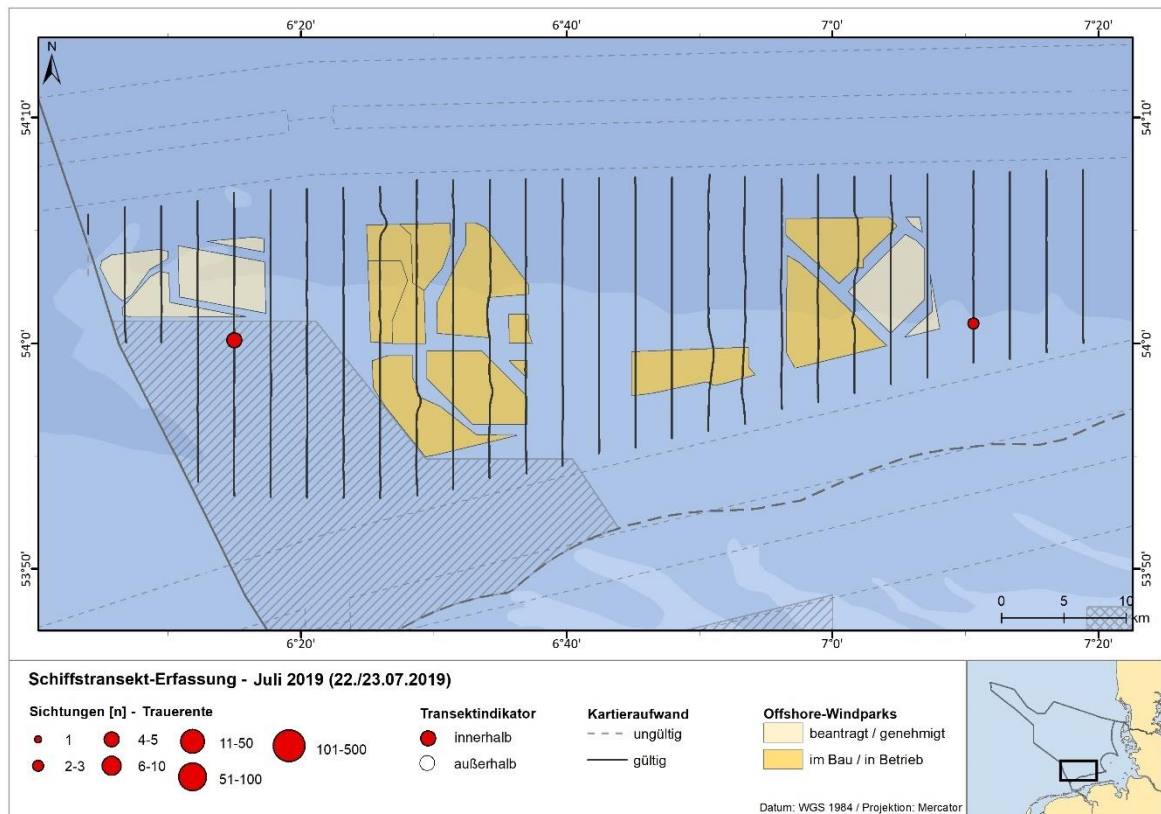


Abb. A. 26 Sichtungen der Trauerenten nach Schiffstransect-Erfassungen im Juli 2019.

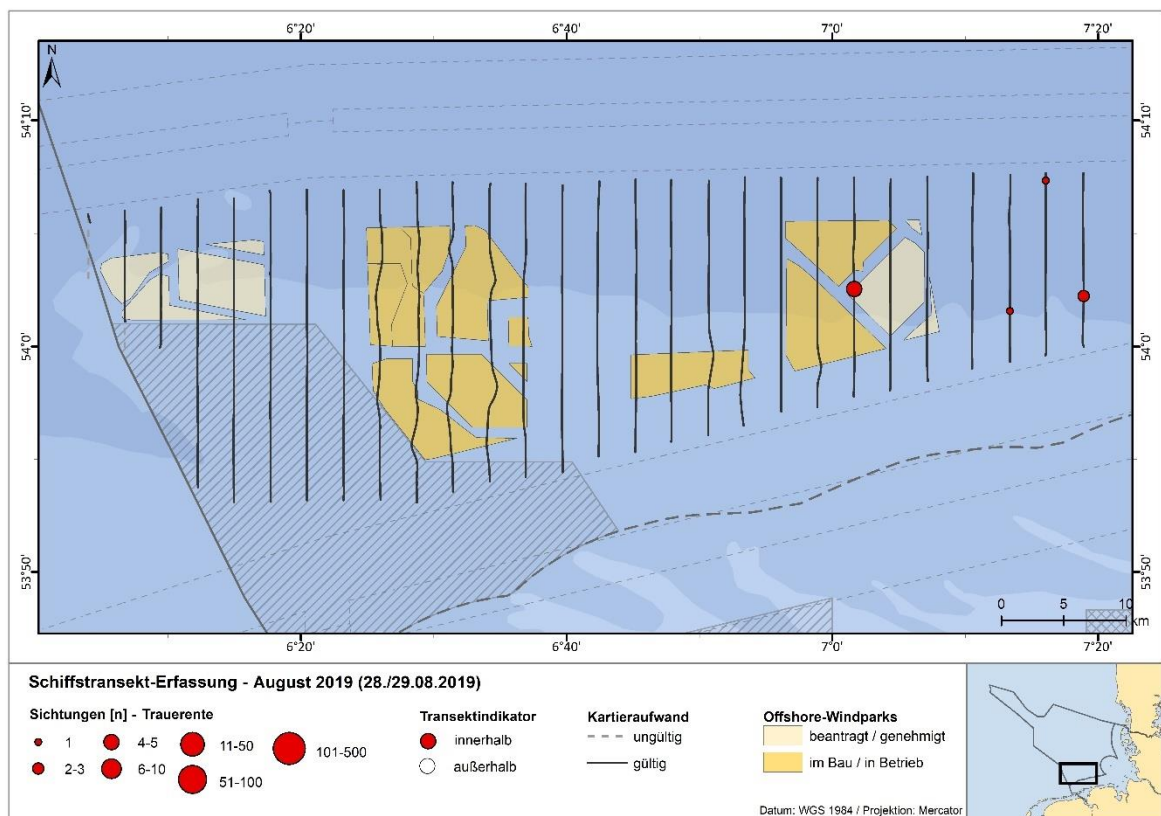


Abb. A. 27 Sichtungen der Trauerenten nach Schiffstransect-Erfassungen im August 2019.

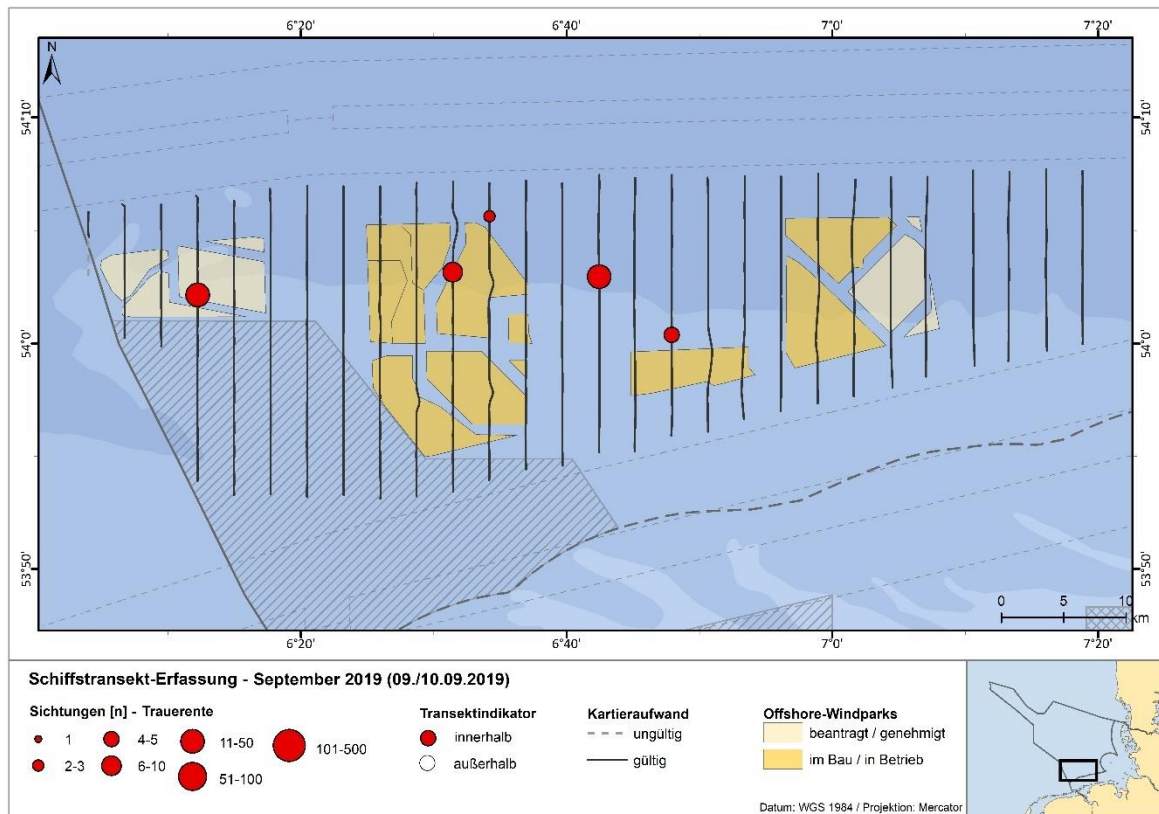


Abb. A. 28 Sichtungen der Trauerenten nach Schiffstransect-Erfassungen im September 2019.

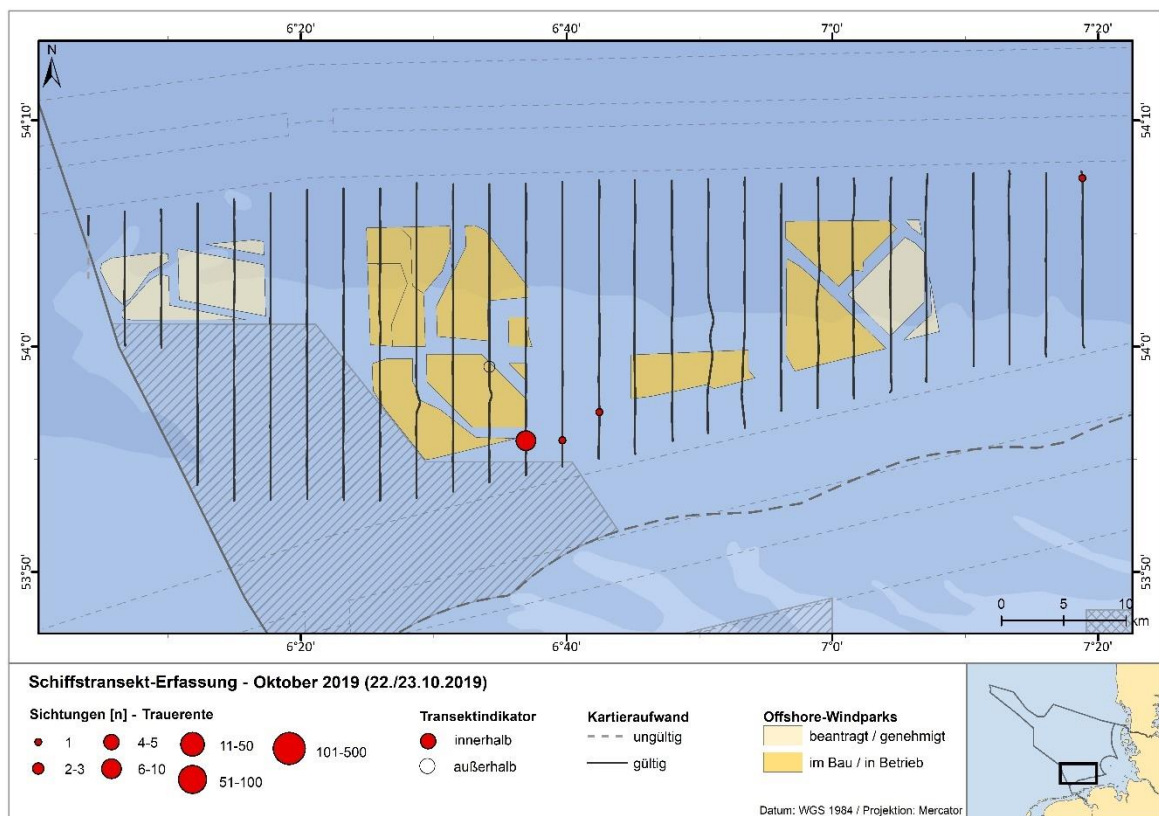


Abb. A. 29 Sichtungen der Trauerenten nach Schiffstransect-Erfassungen im Oktober 2019.

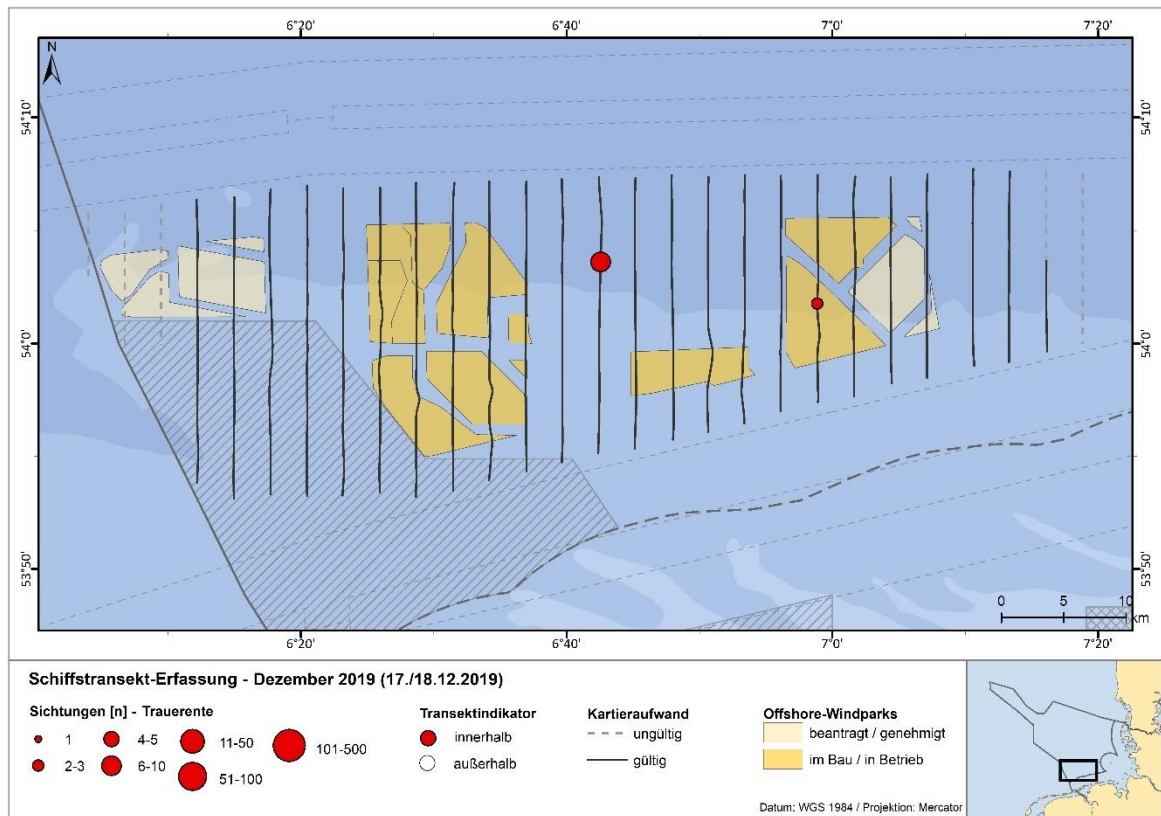


Abb. A. 30 Sichtungen der Trauerenten nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember (1. Fahrt) 2019.

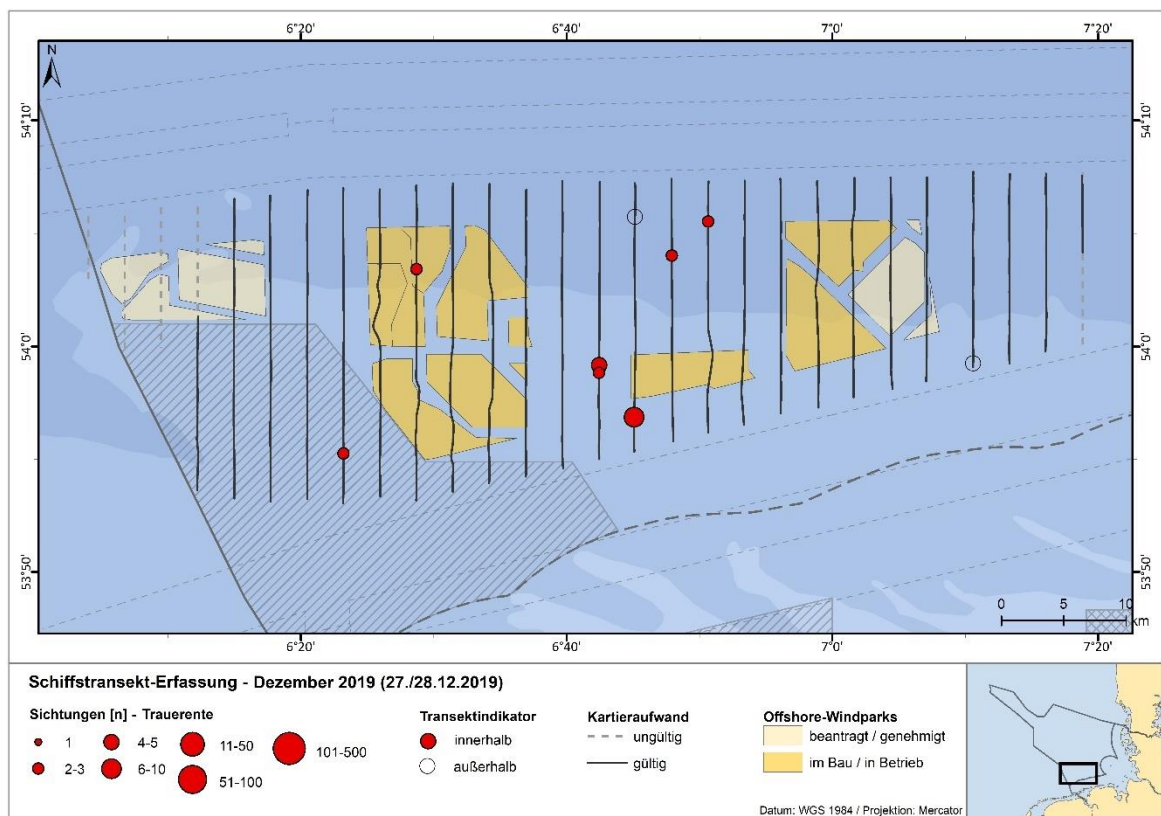


Abb. A. 31 Sichtungen der Trauerenten nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember (2. Fahrt) 2019.

Zwergmöwe (*Hydrocoeleus minutus*)

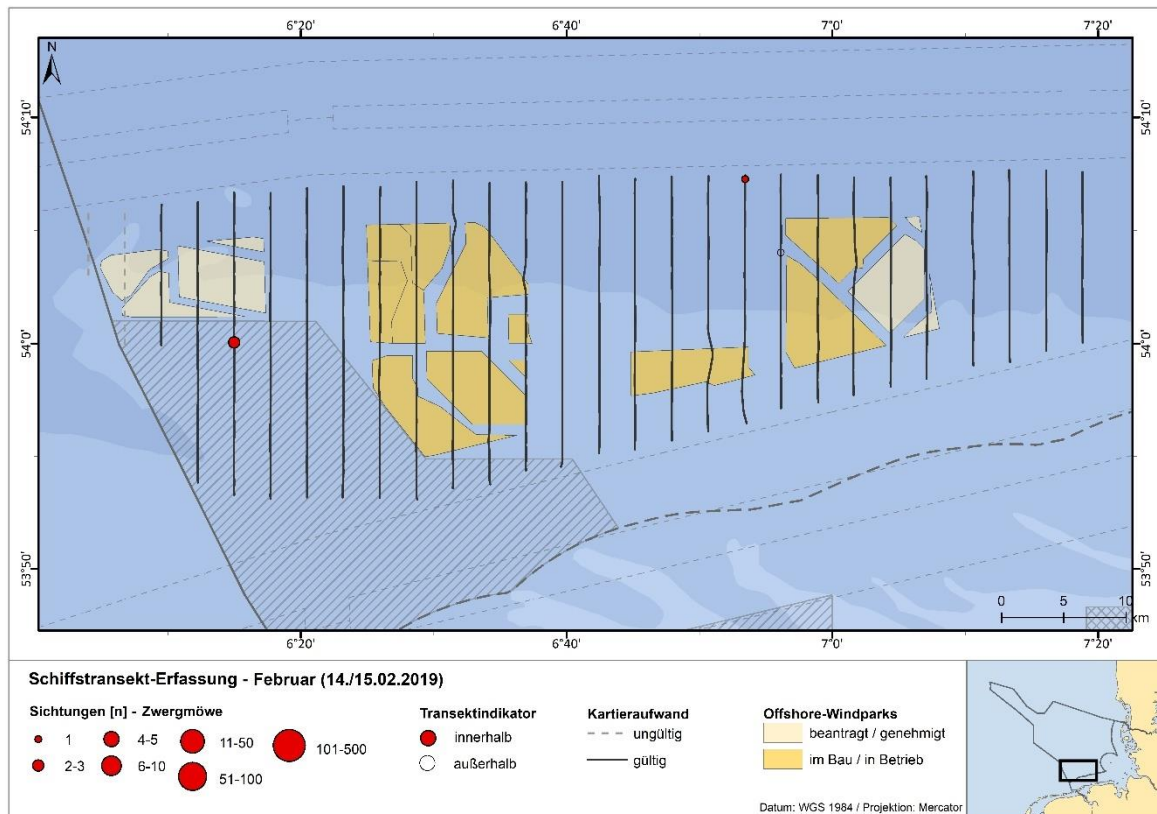


Abb. A. 32 Sichtungen der Zwergmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Februar 2019.

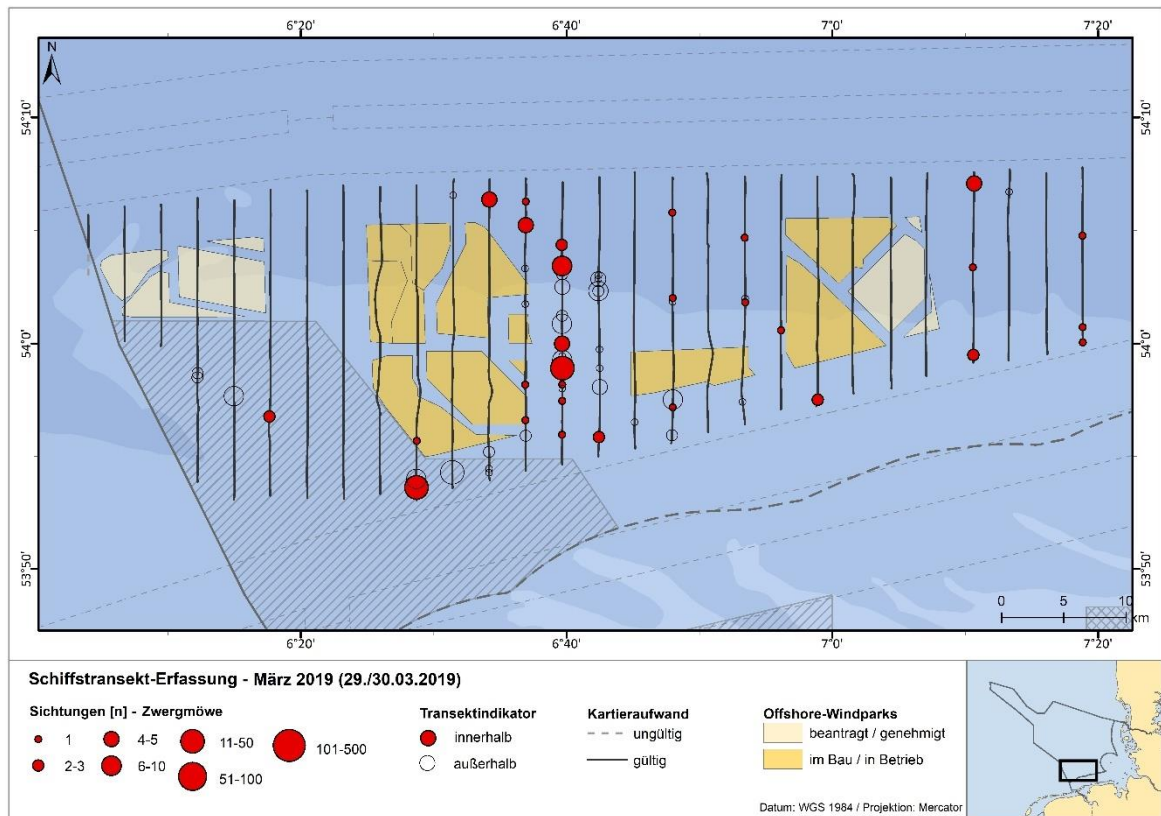


Abb. A. 33 Sichtungen der Zwergmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2019.

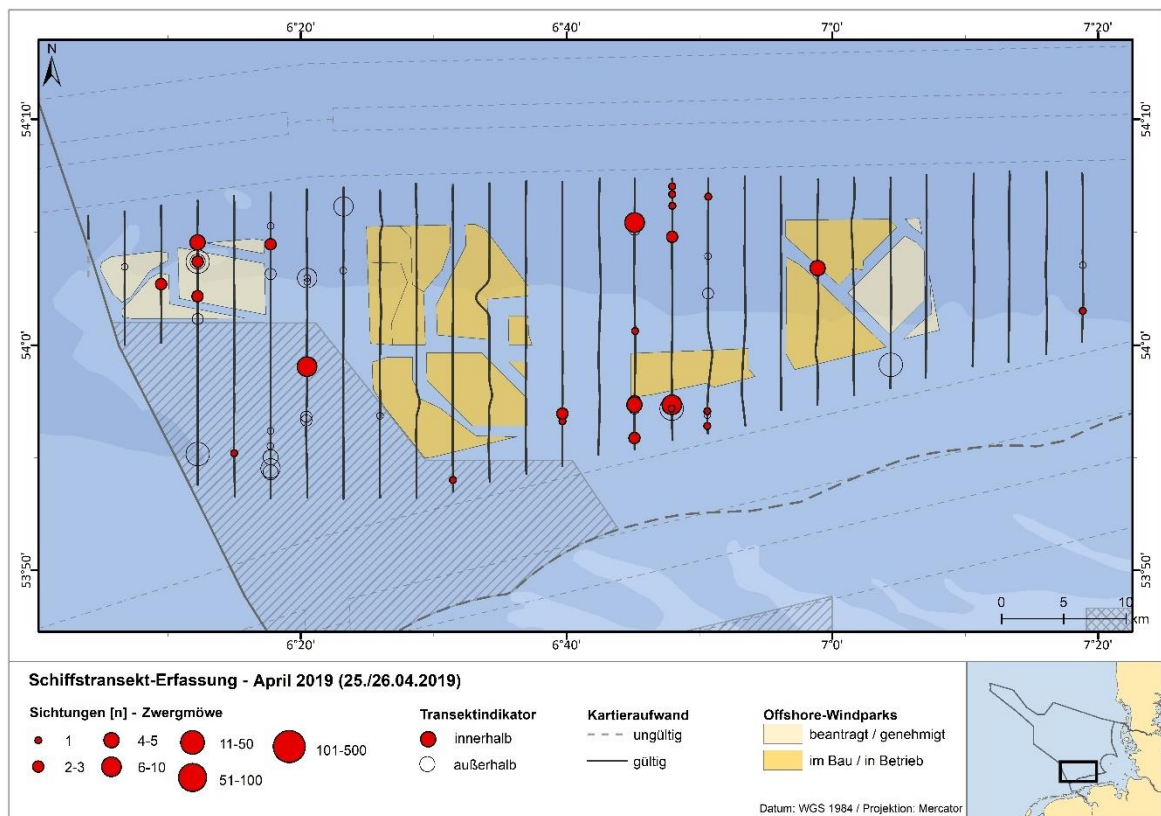


Abb. A. 34 Sichtungen der Zwergmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im April 2019.

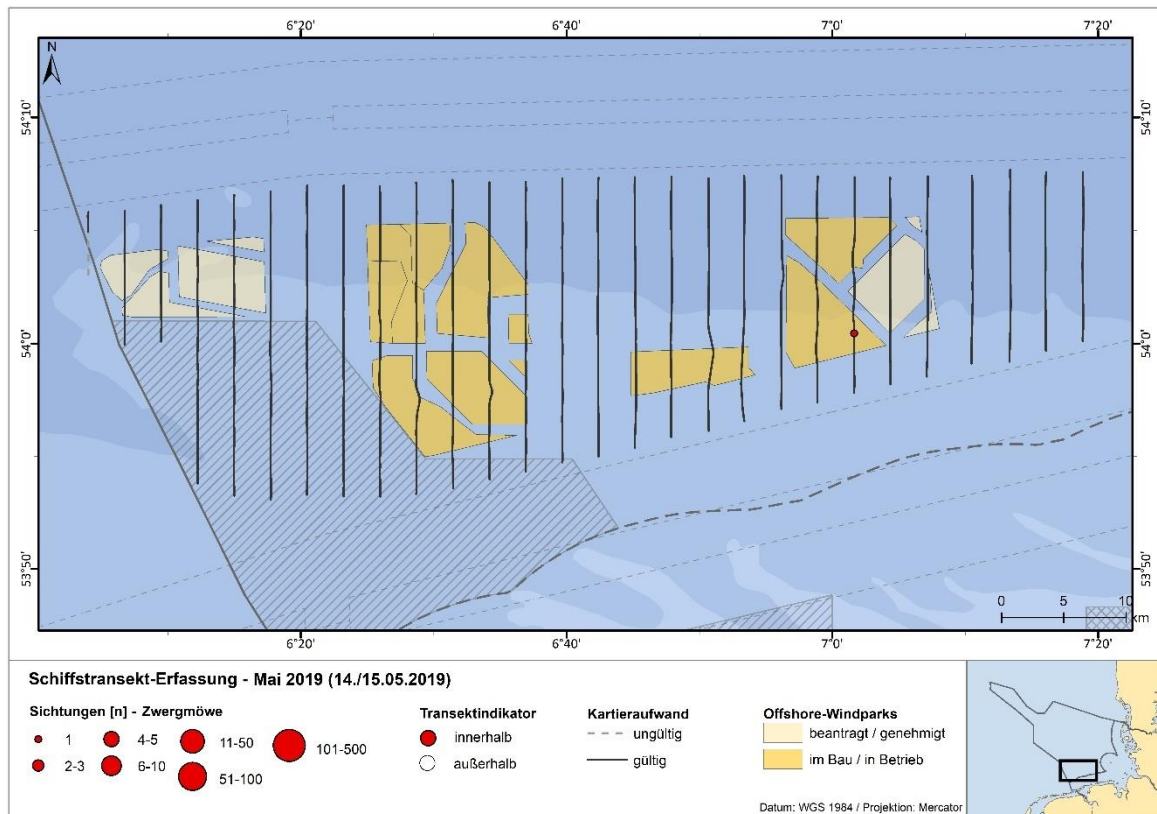


Abb. A. 35 Sichtungen der Zwergmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2019.

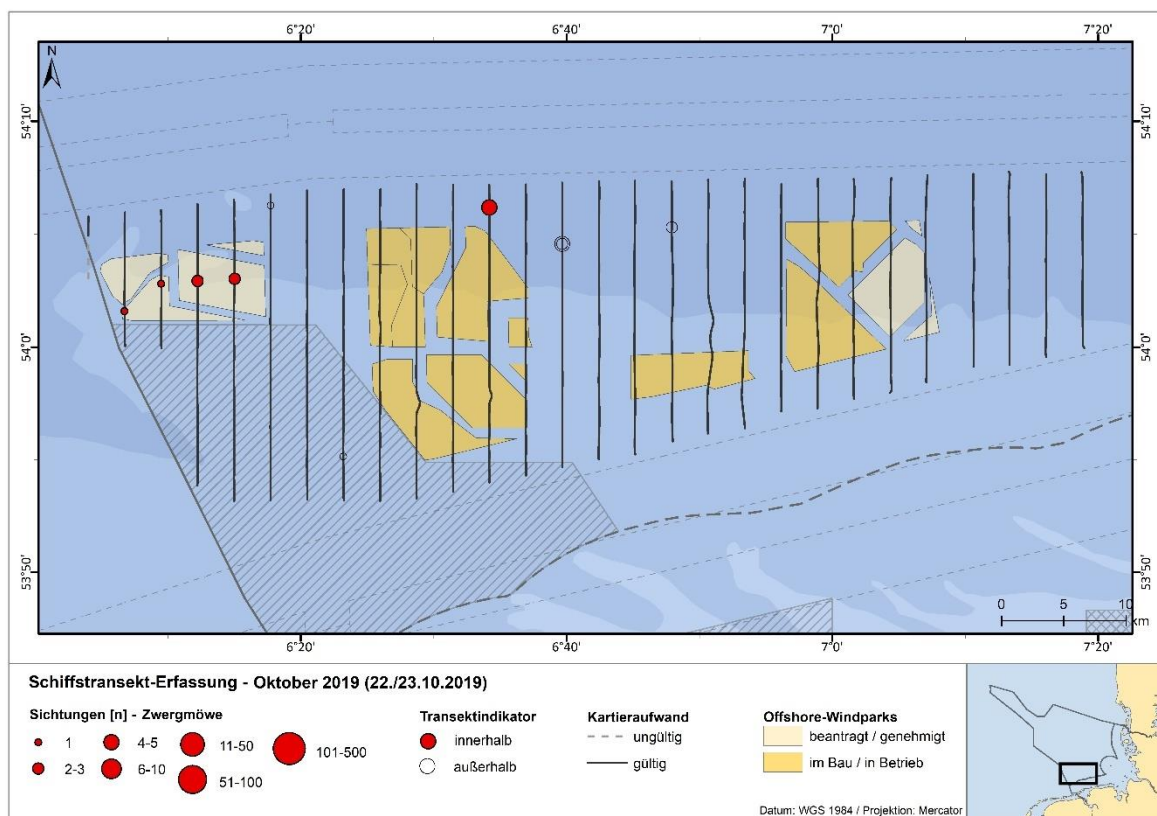


Abb. A. 36 Sichtungen der Zwergmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Oktober 2019.

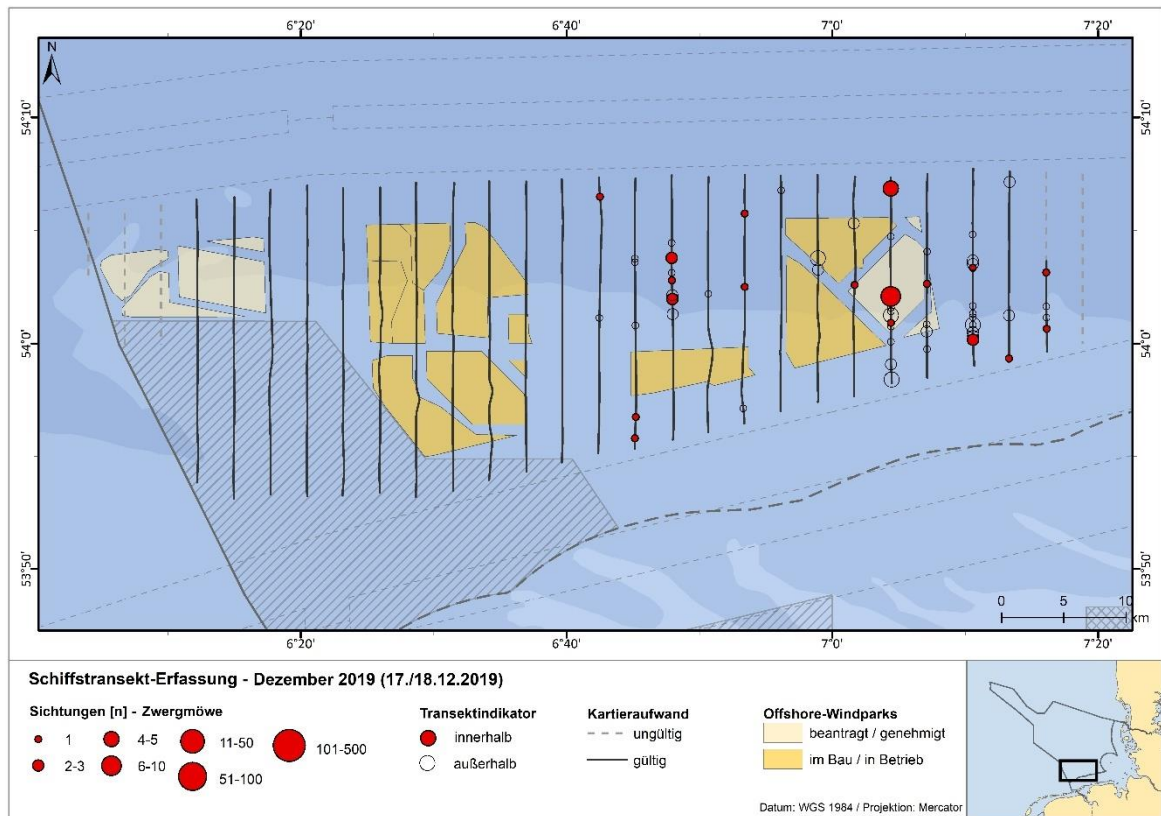


Abb. A. 37 Sichtungen der Zwergmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember (1. Fahrt) 2019.

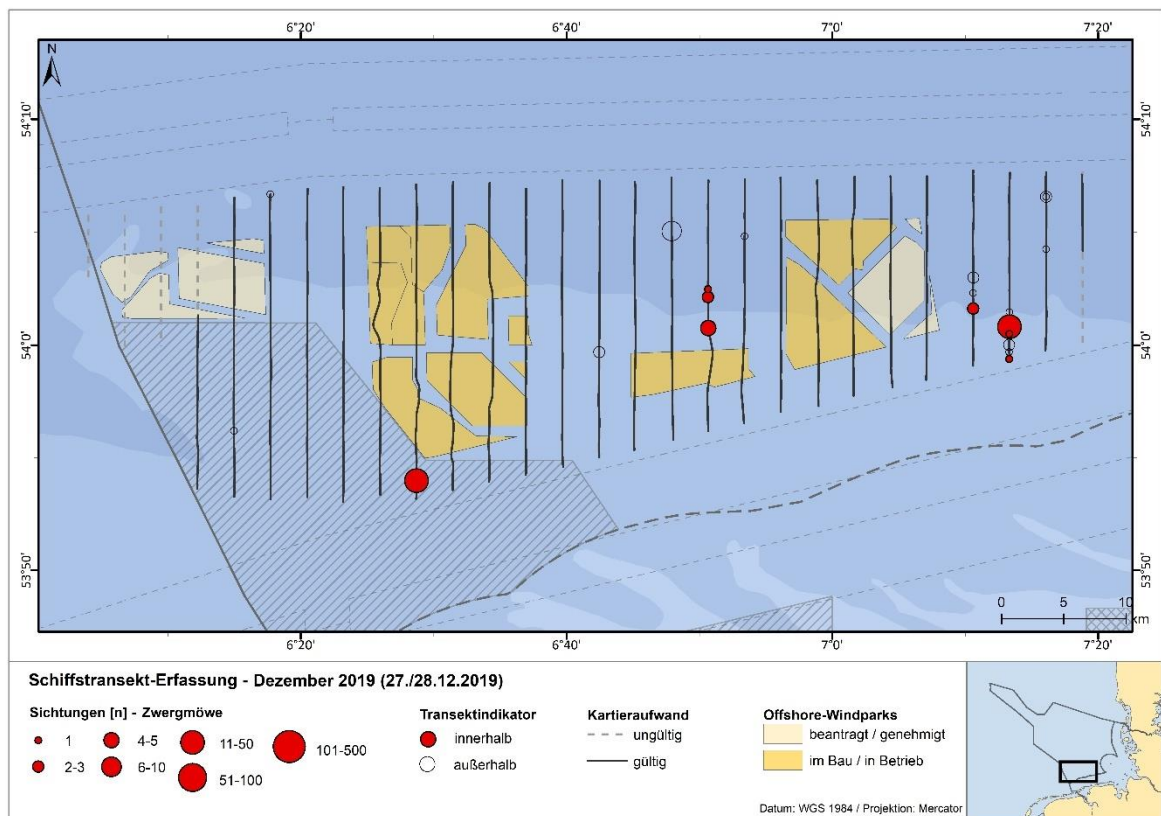


Abb. A. 38 Sichtungen der Zwergmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember (2. Fahrt) 2019.

Lachmöwe (*Larus ridibundus*)

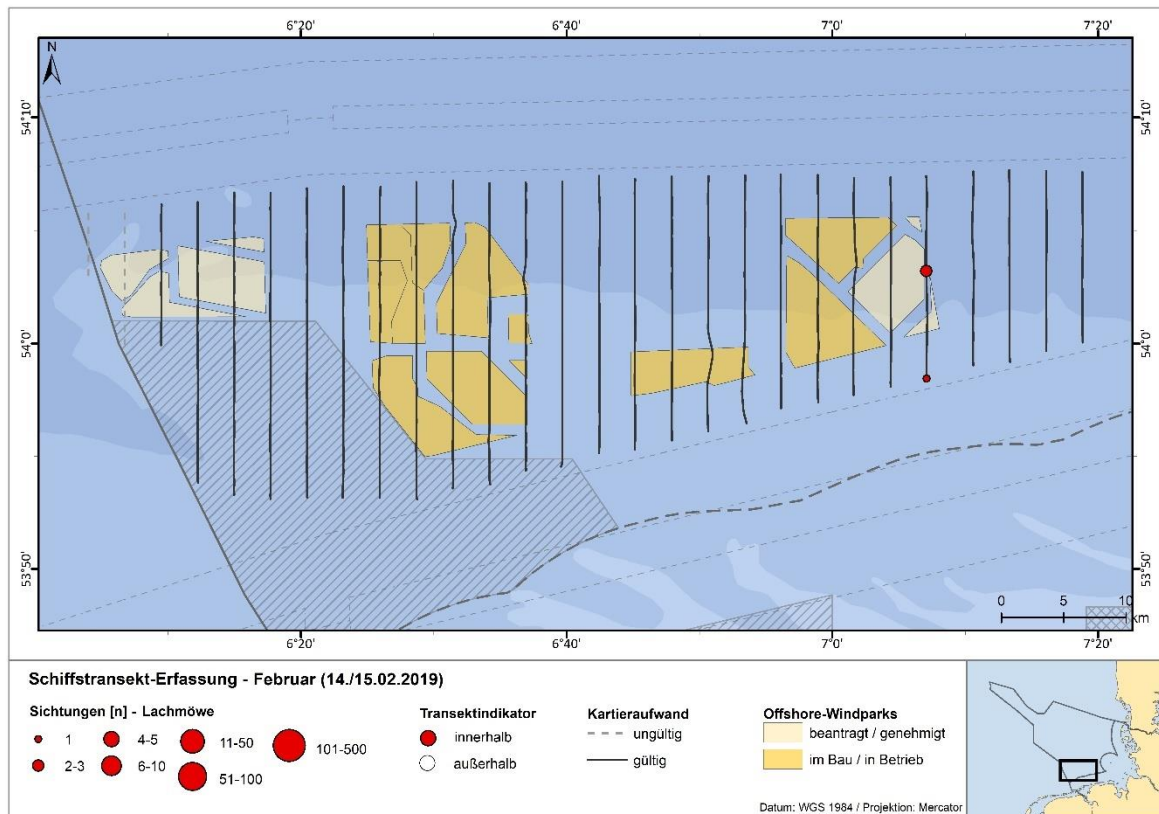


Abb. A. 39 Sichtungen der Lachmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Februar 2019.

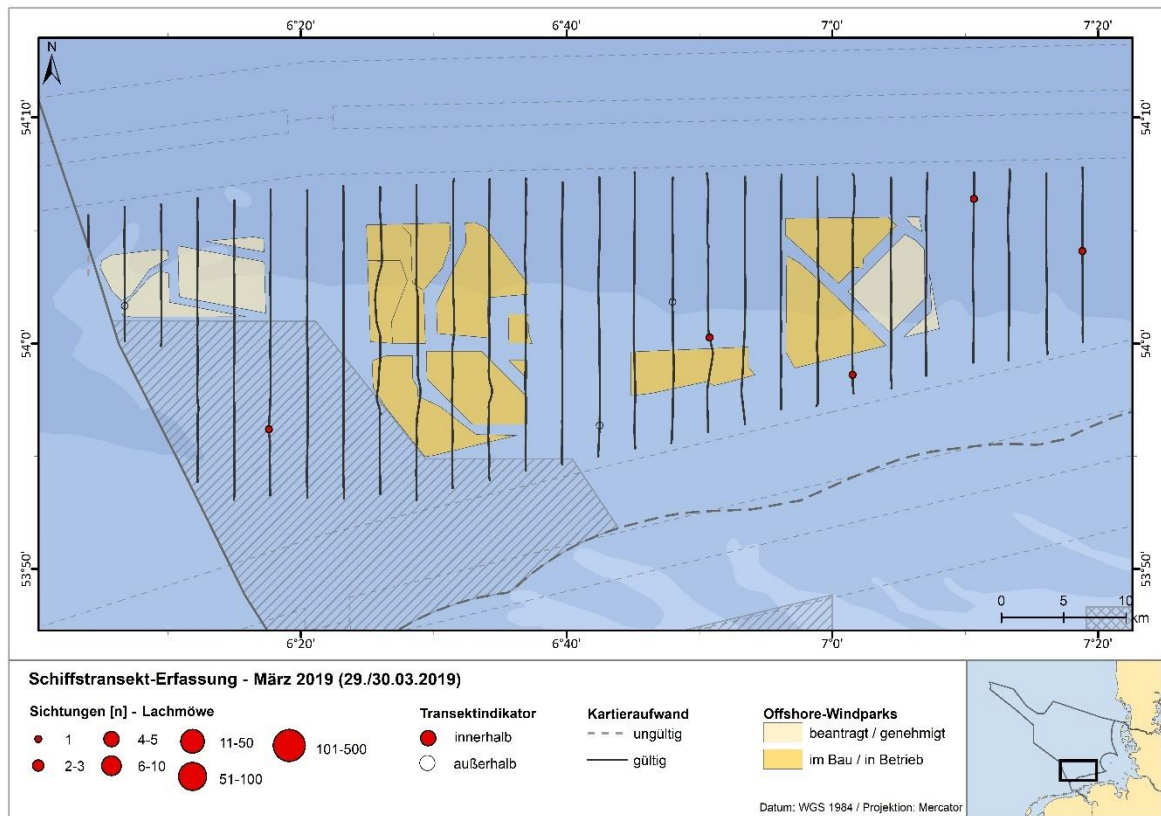


Abb. A. 40 Sichtungen der Lachmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2019.

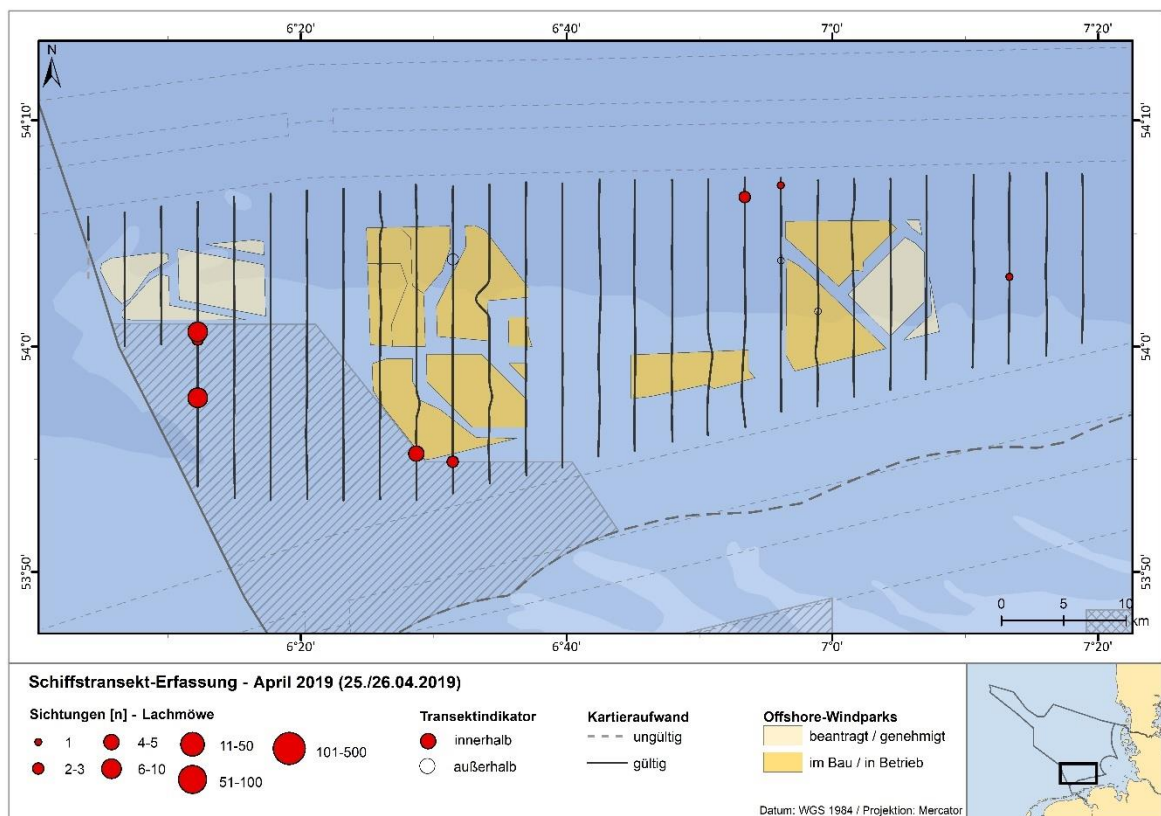


Abb. A. 41 Sichtungen der Lachmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im April 2019.

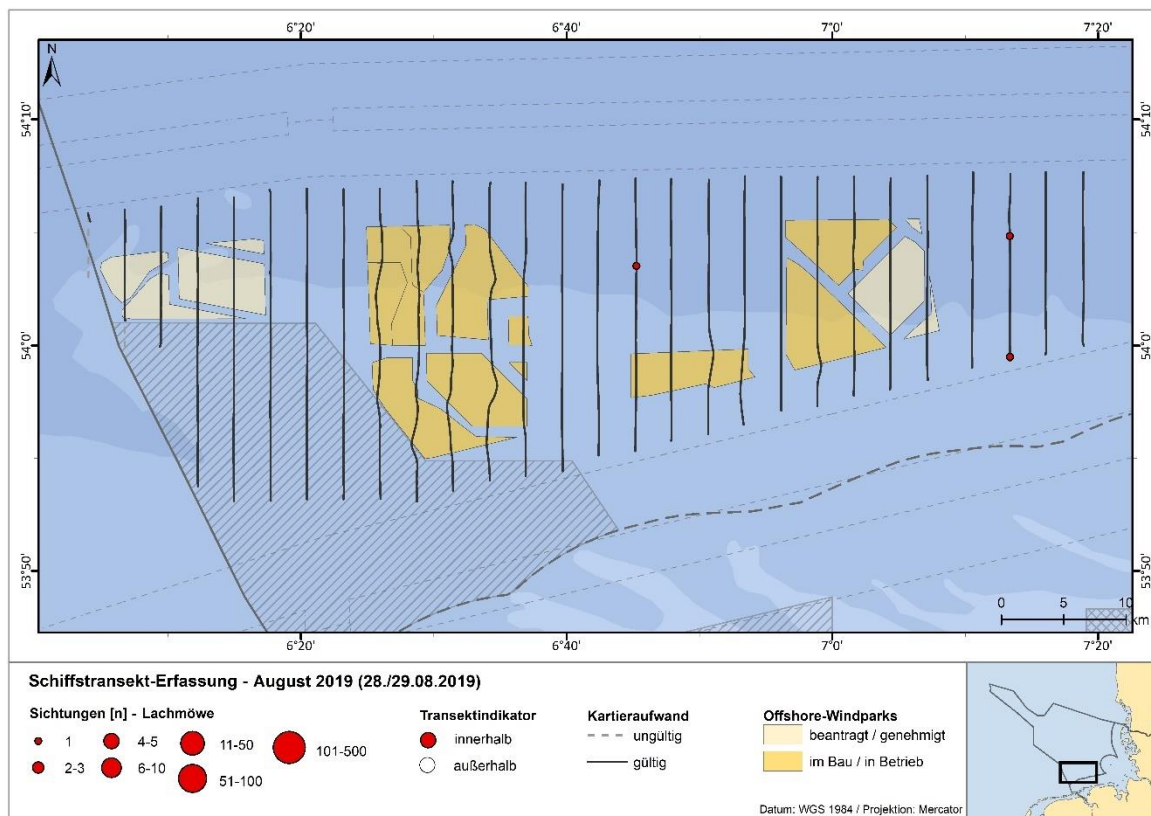


Abb. A. 42 Sichtungen der Lachmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen im August 2019.

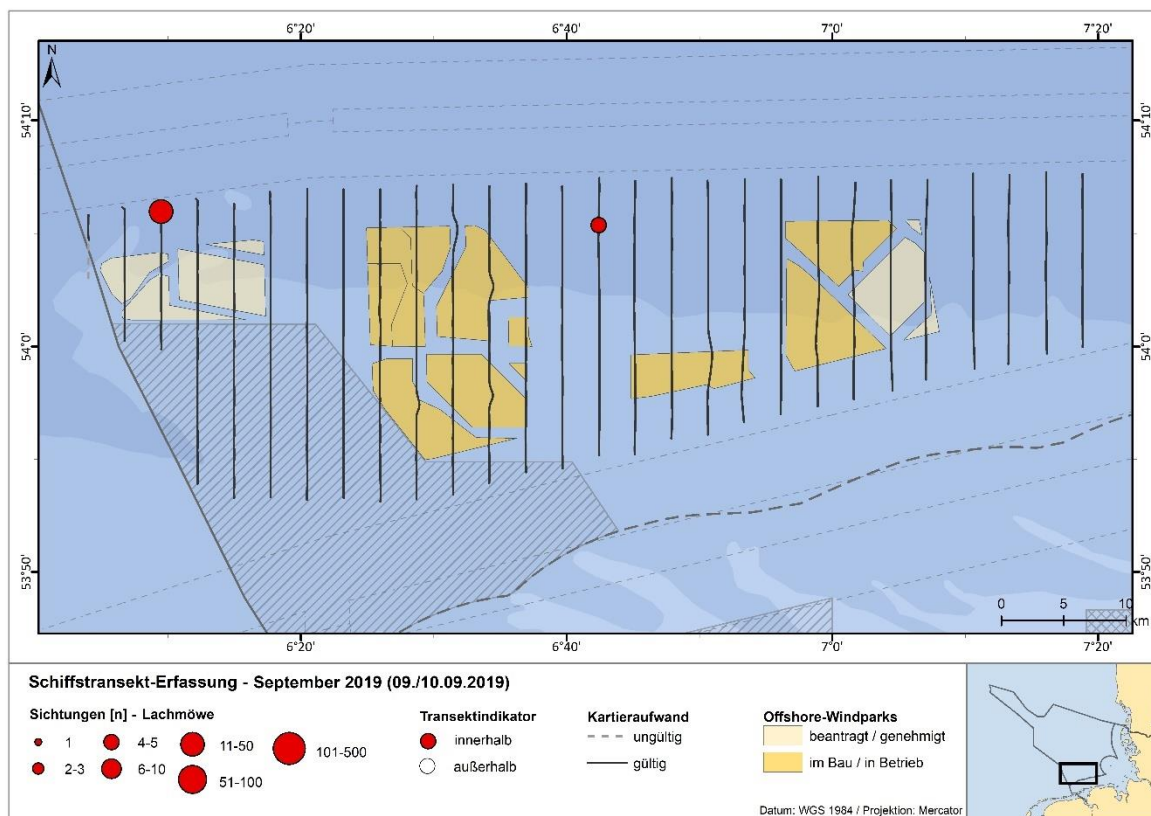


Abb. A. 43 Sichtungen der Lachmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen im September 2019.

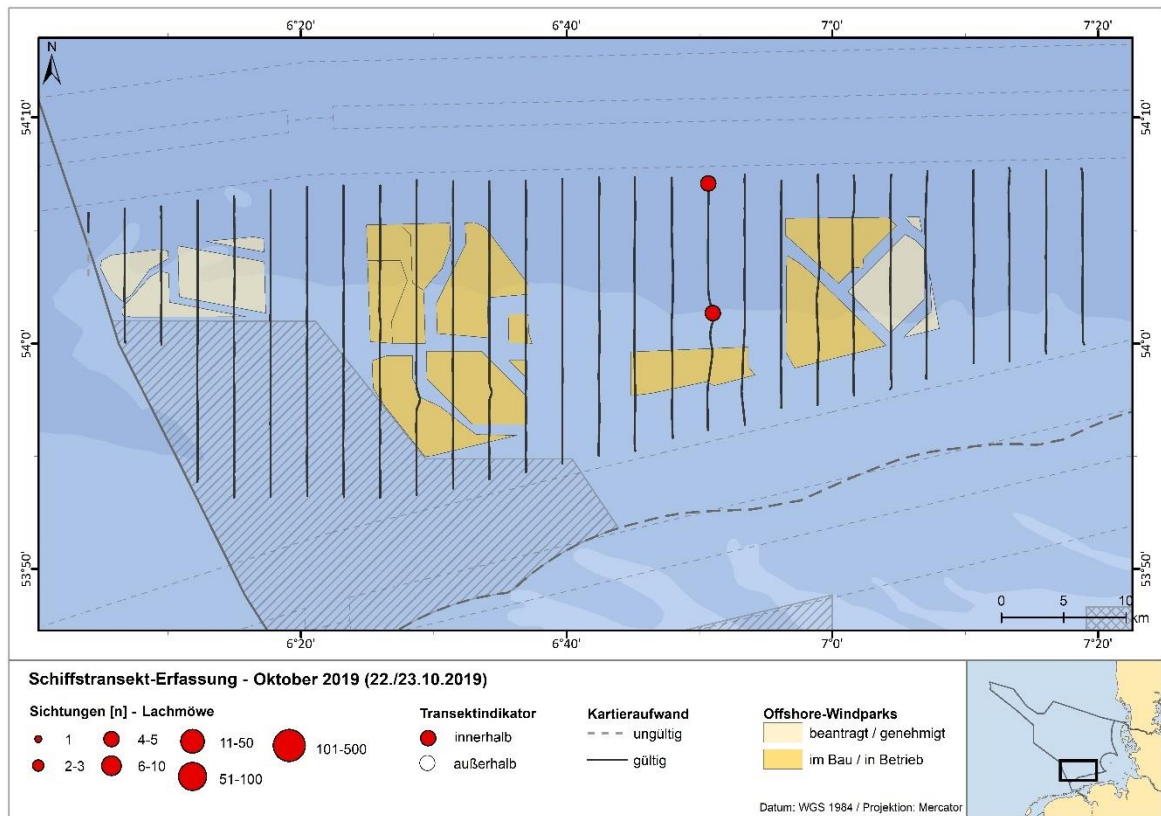


Abb. A. 44 *Sichtungen der Lachmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Oktober 2019.*

Sturmmöwe (*Larus canus*)

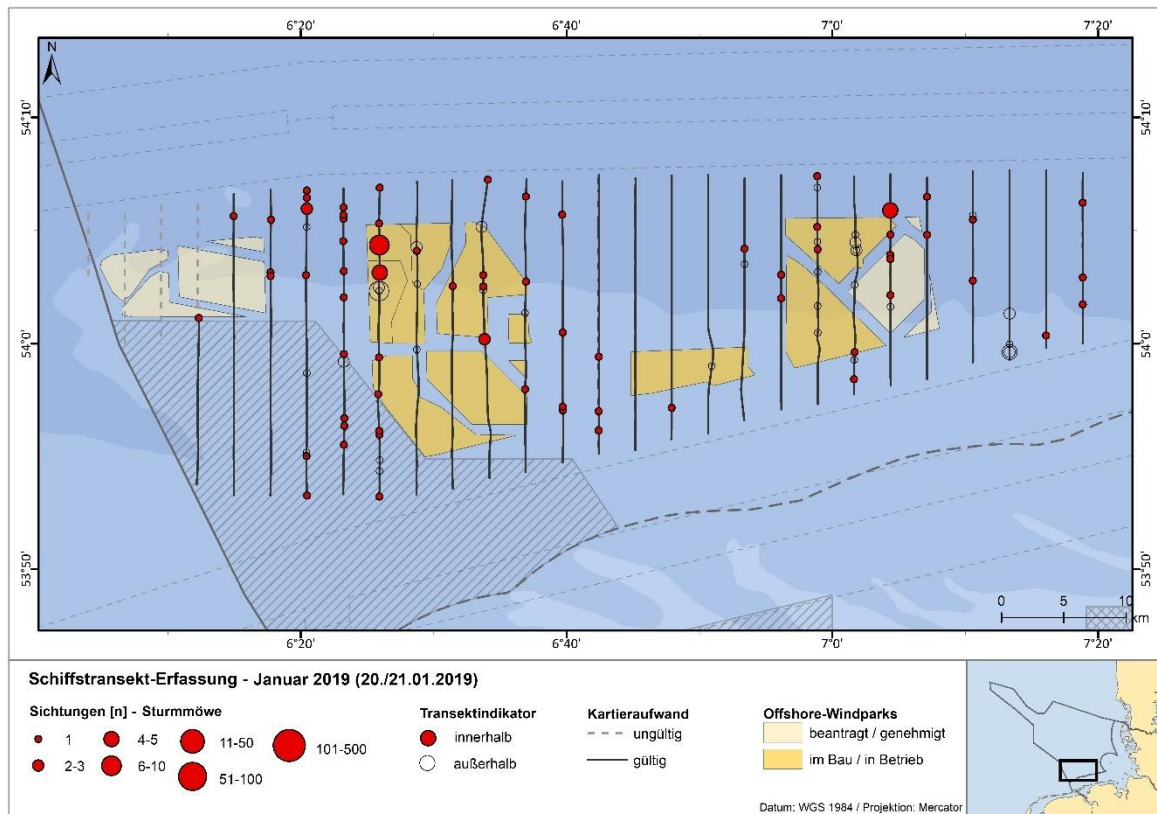


Abb. A. 45 Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Januar 2019.

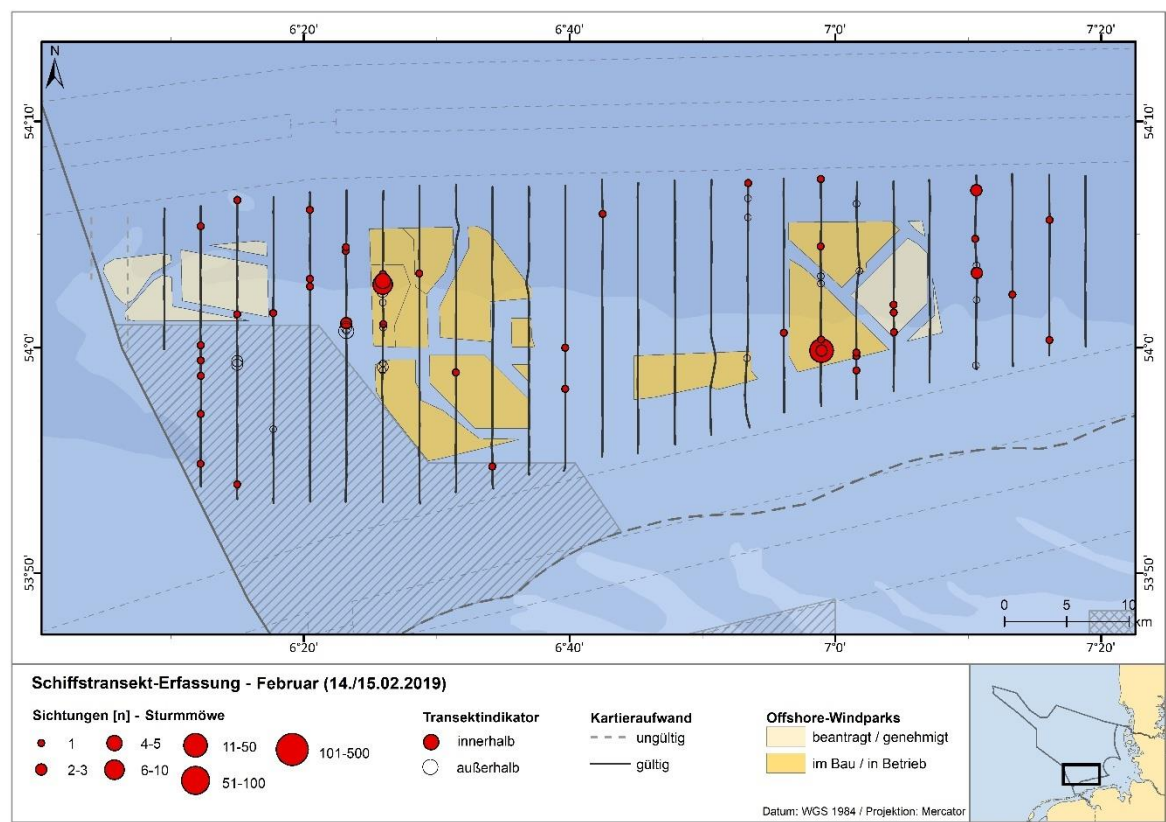


Abb. A. 46 *Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Februar 2019.*

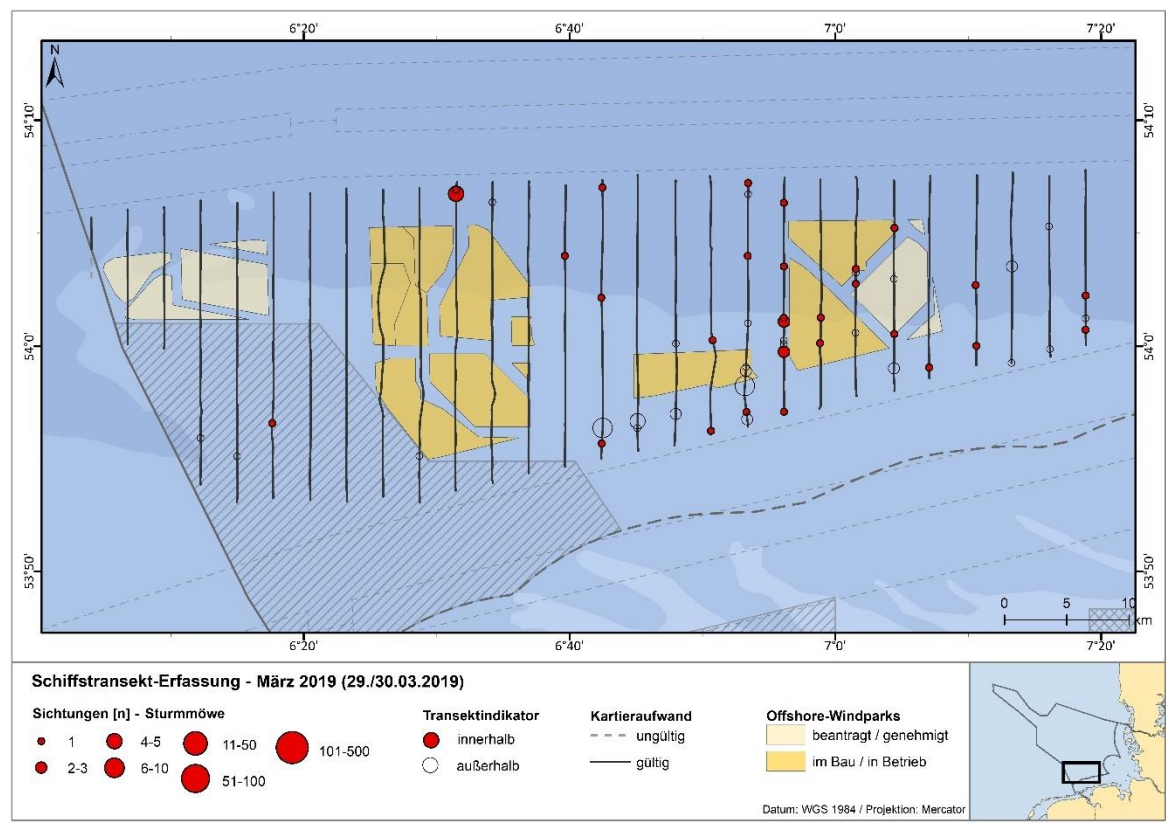


Abb. A. 47 *Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2019.*

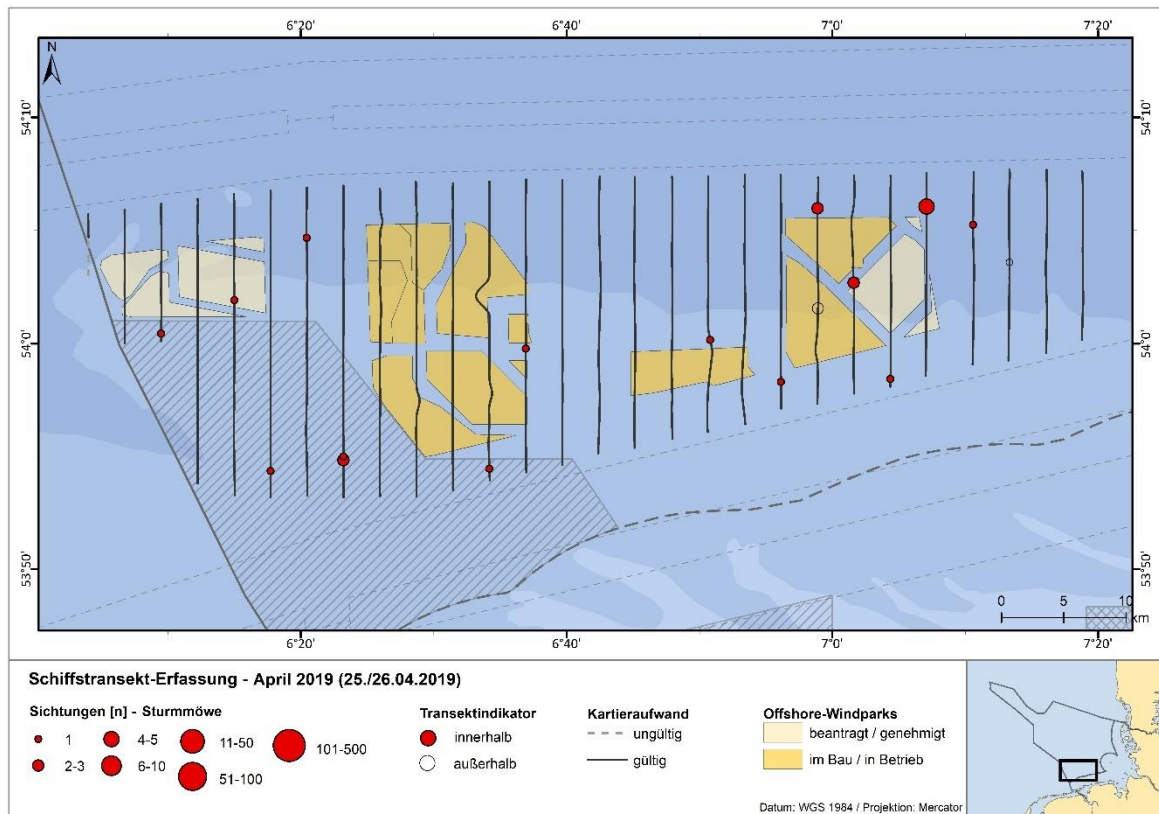


Abb. A. 48 Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im April 2019.

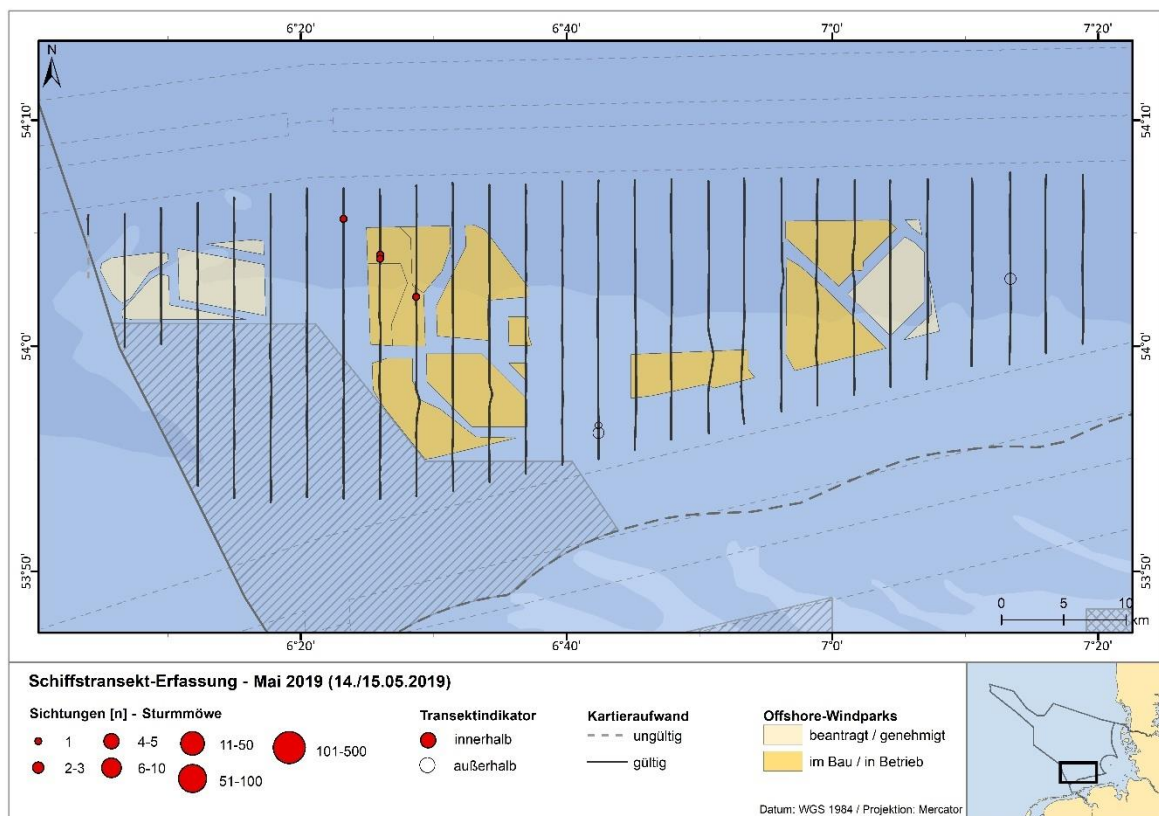


Abb. A. 49 Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2019.

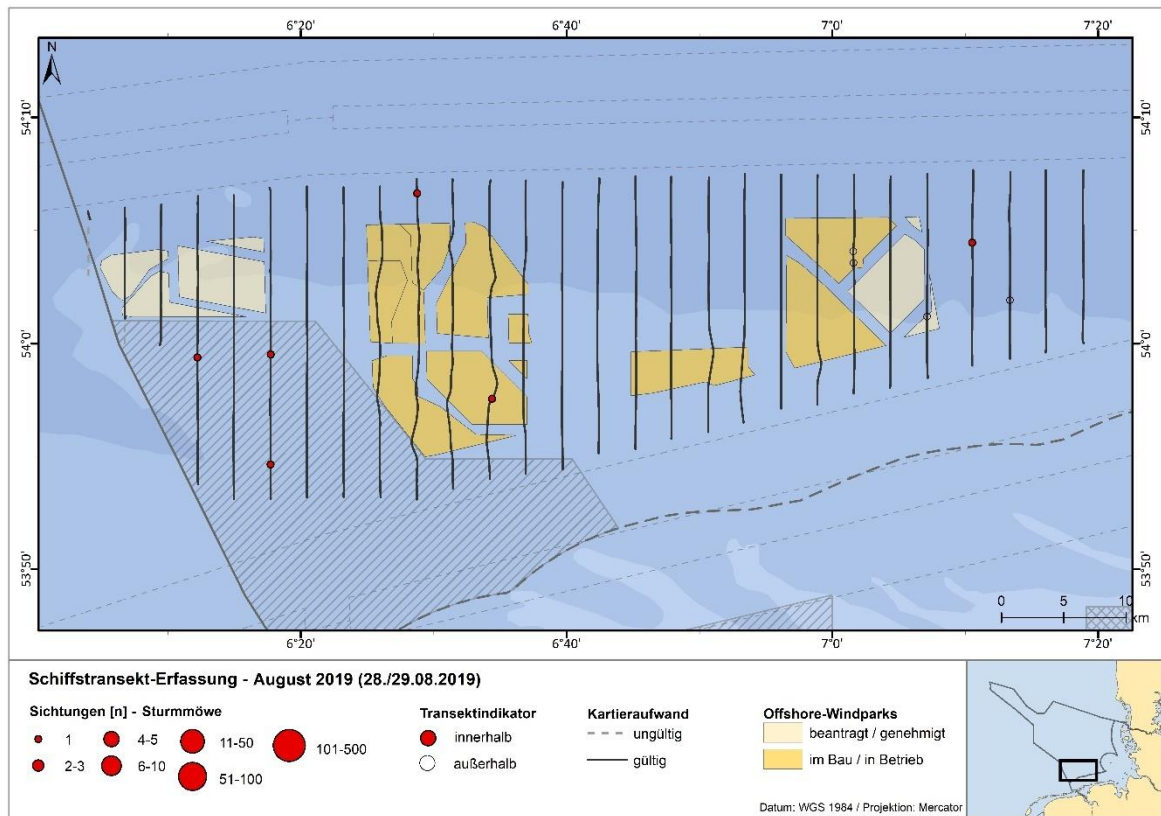


Abb. A. 50 Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im September 2019.

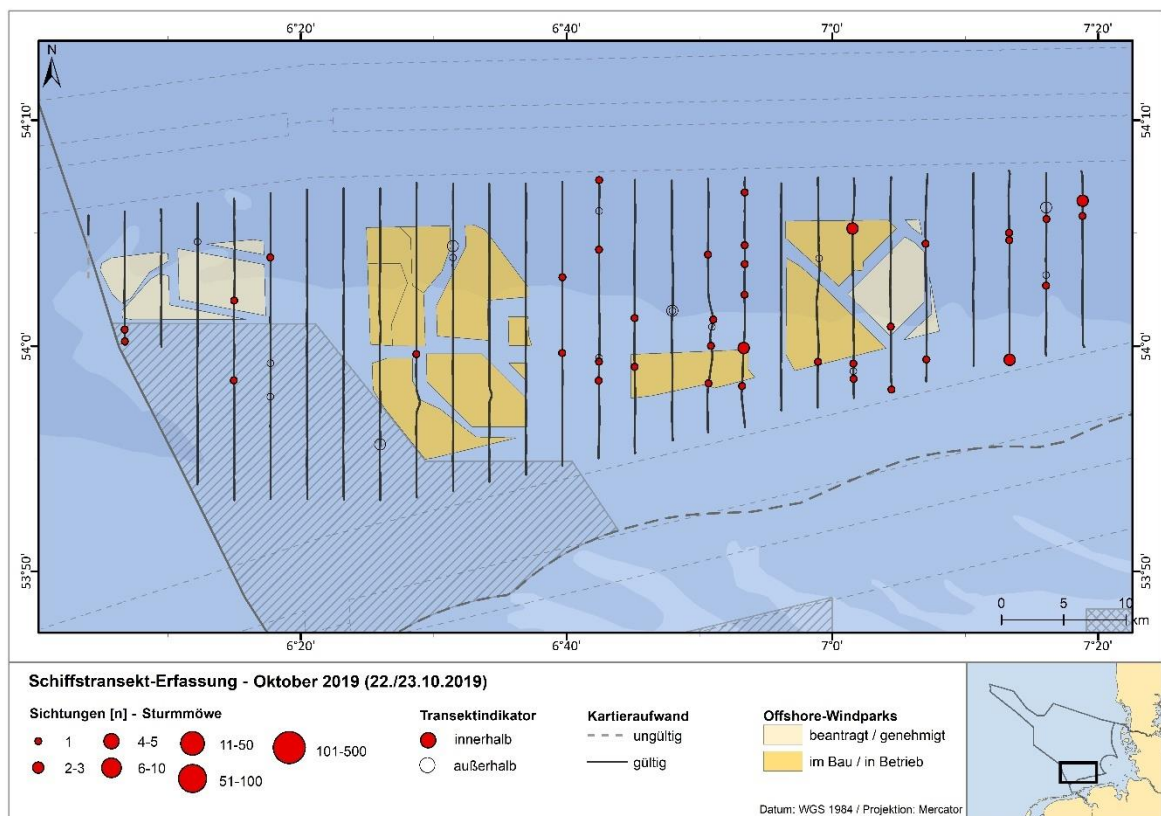


Abb. A. 51 Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Oktober 2019.

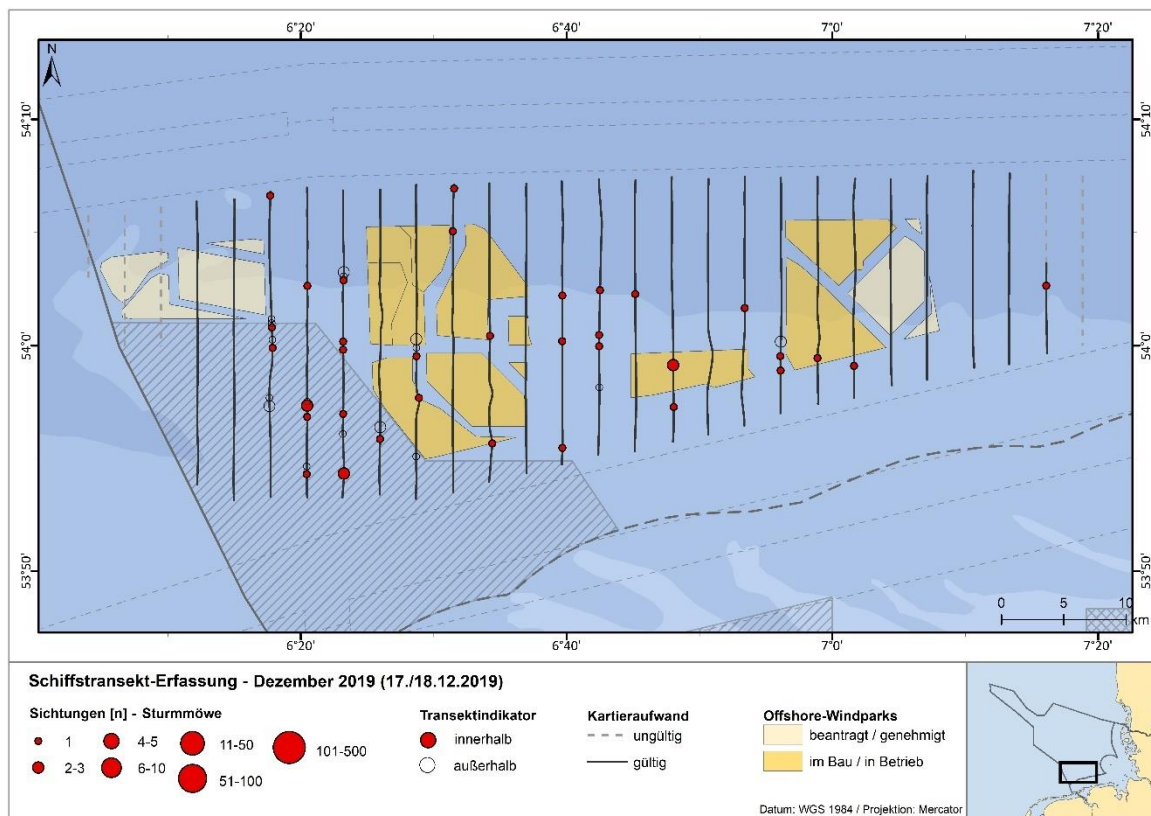


Abb. A. 52 Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember (1. Fahrt) 2019.

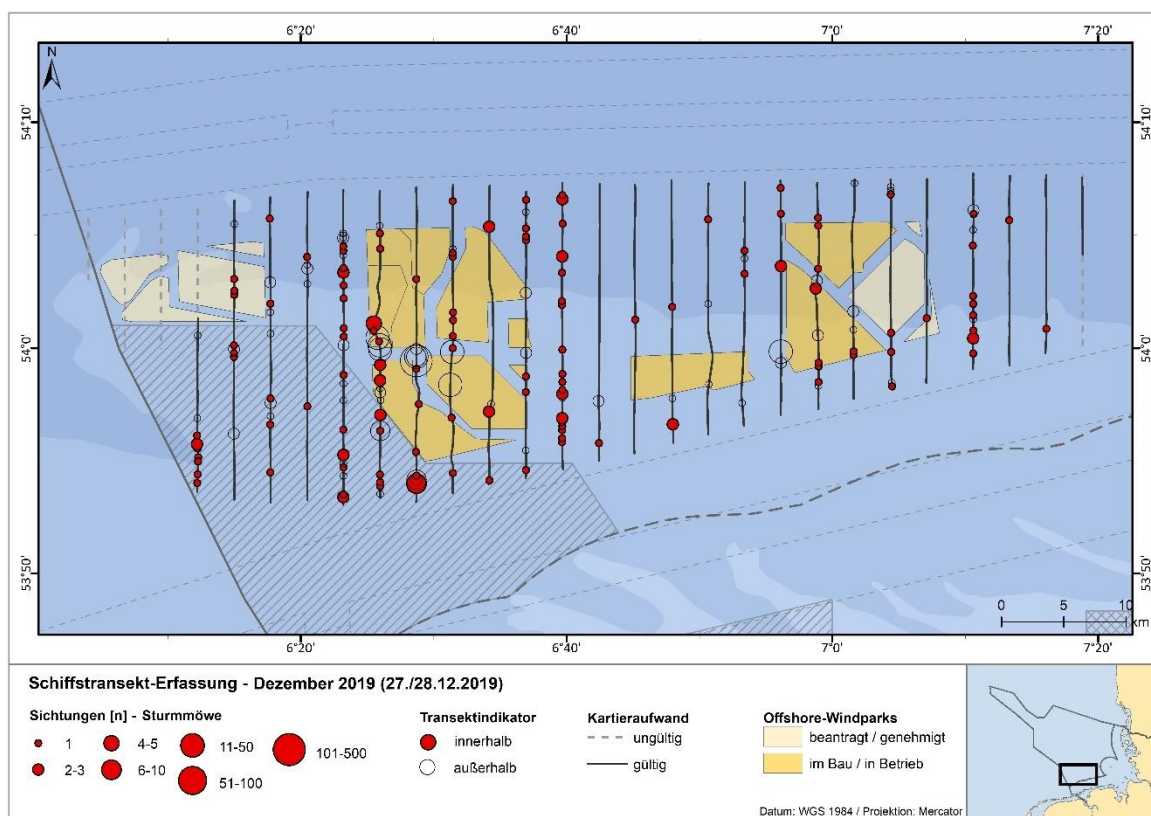
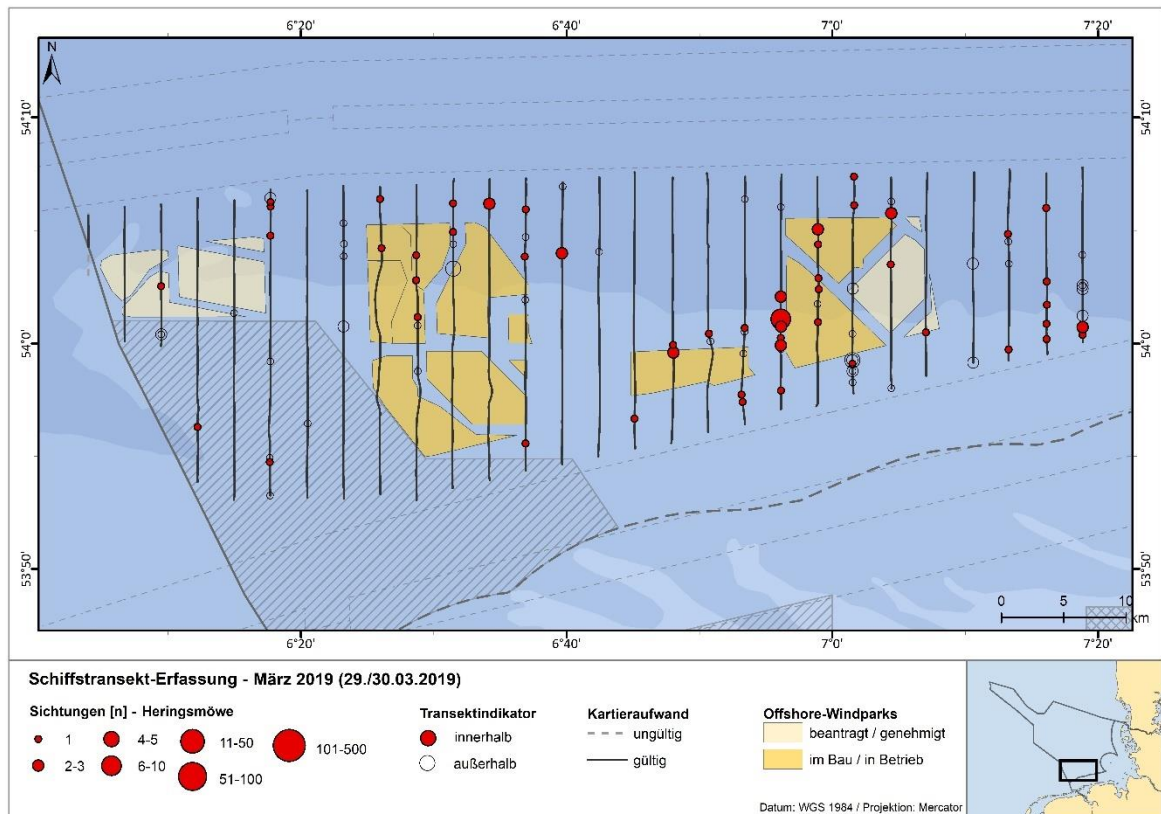


Abb. A. 53 Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember (2. Fahrt) 2019.

Heringsmöwe (Larus fuscus)Abb. A. 54 *Sichtungen der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2019.*

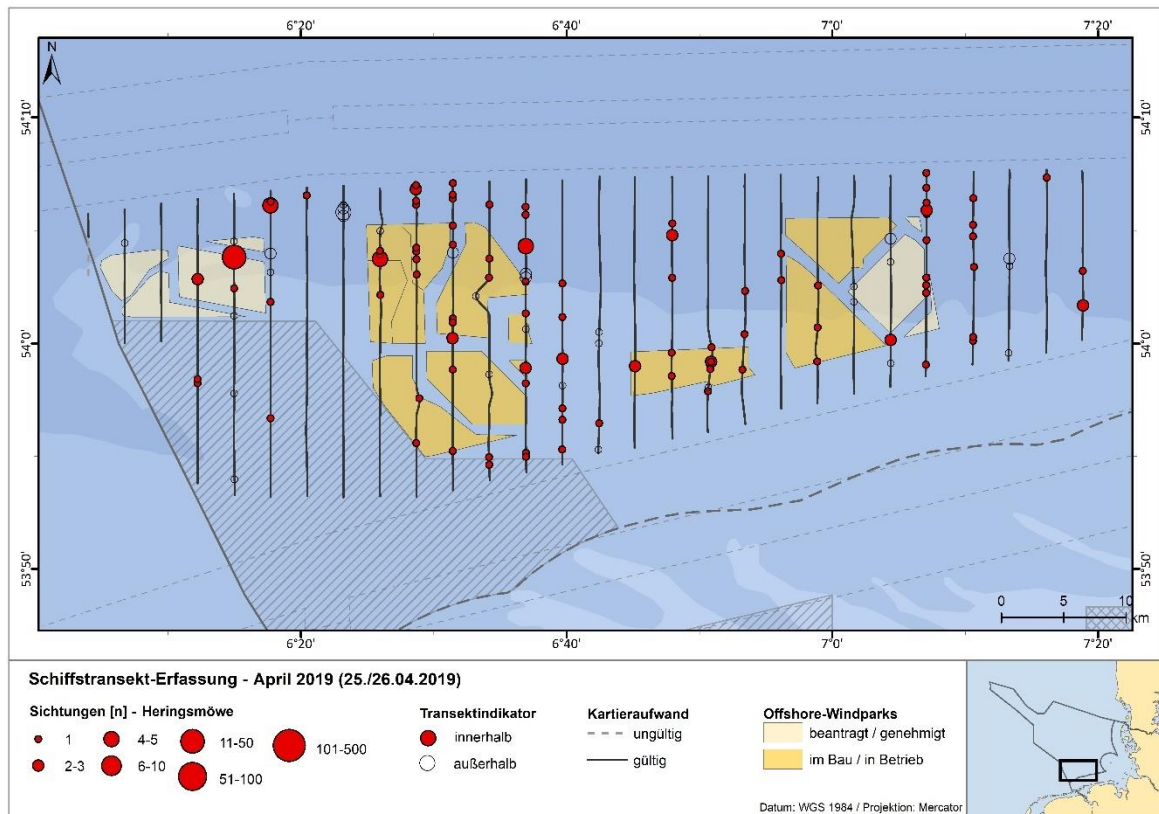


Abb. A. 55 Sichtungen der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im April 2019.

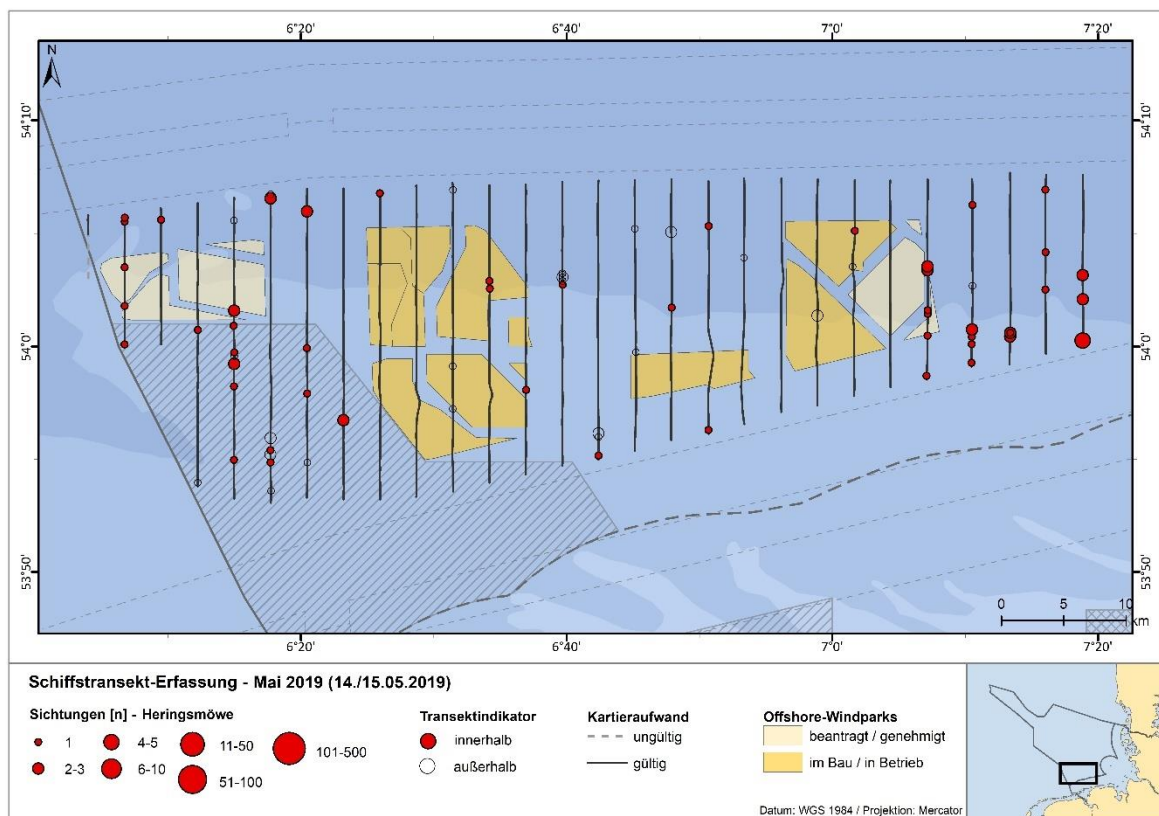


Abb. A. 56 Sichtungen der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2019.

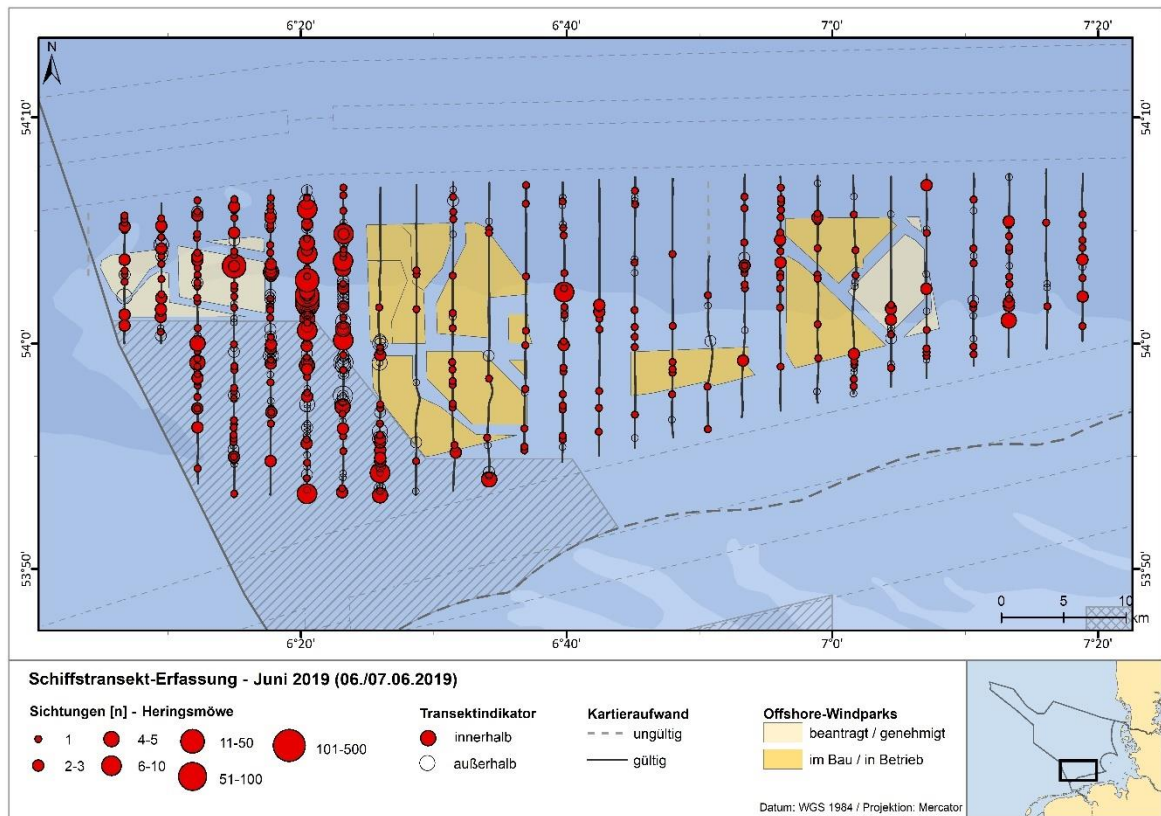


Abb. A. 57 Sichtungen der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Juni 2019.

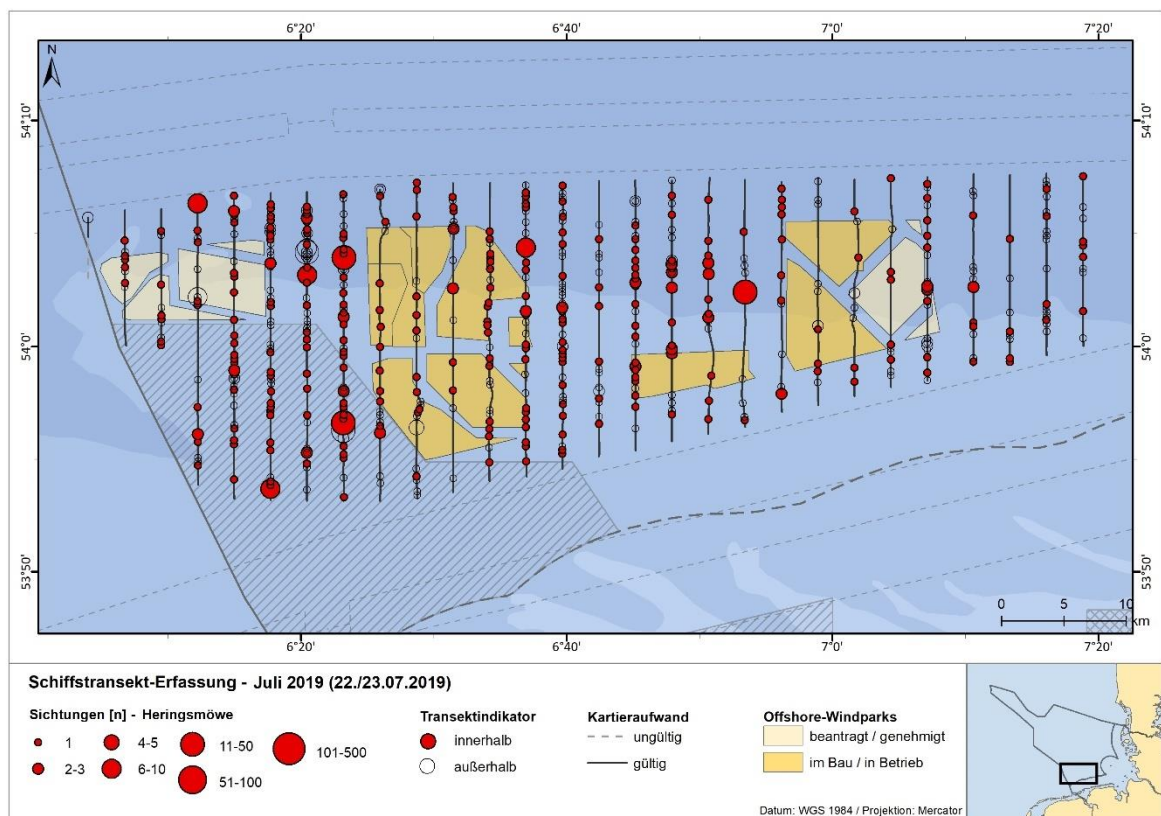


Abb. A. 58 Sichtungen der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Juli 2019.

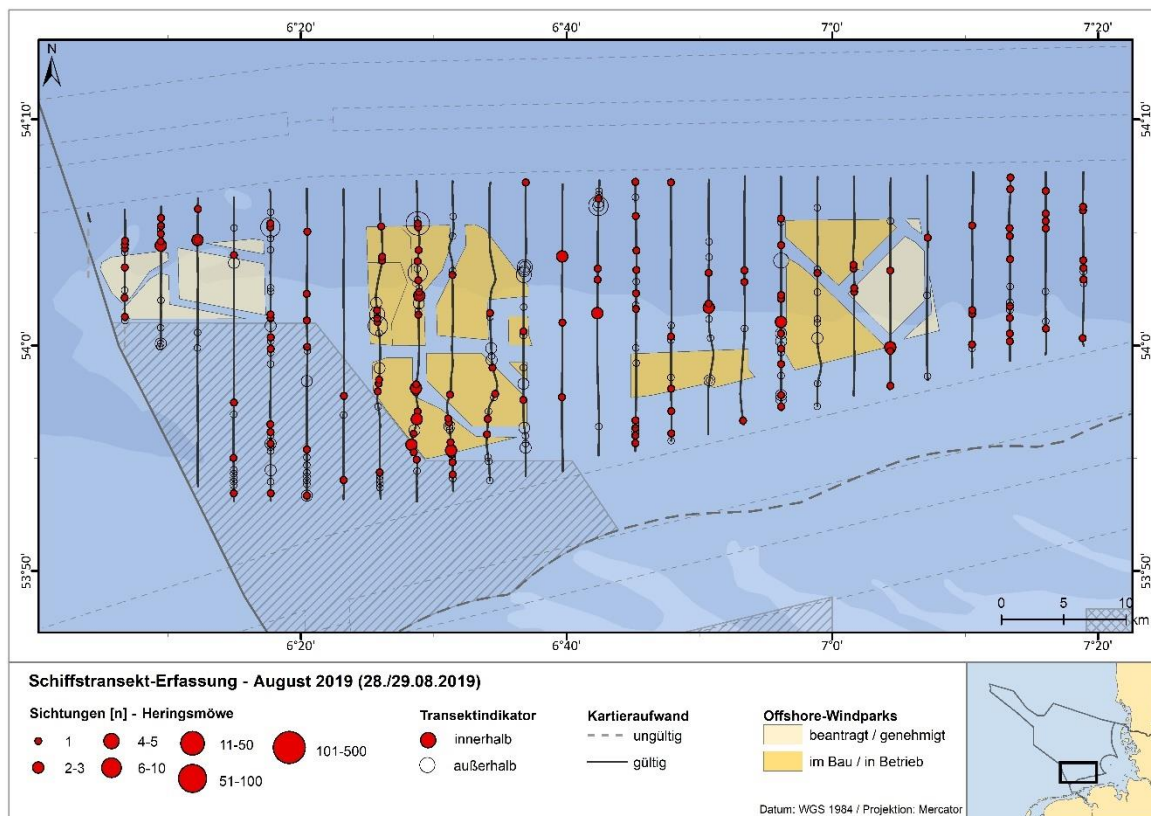


Abb. A. 59 Sichtungen der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im August 2019.

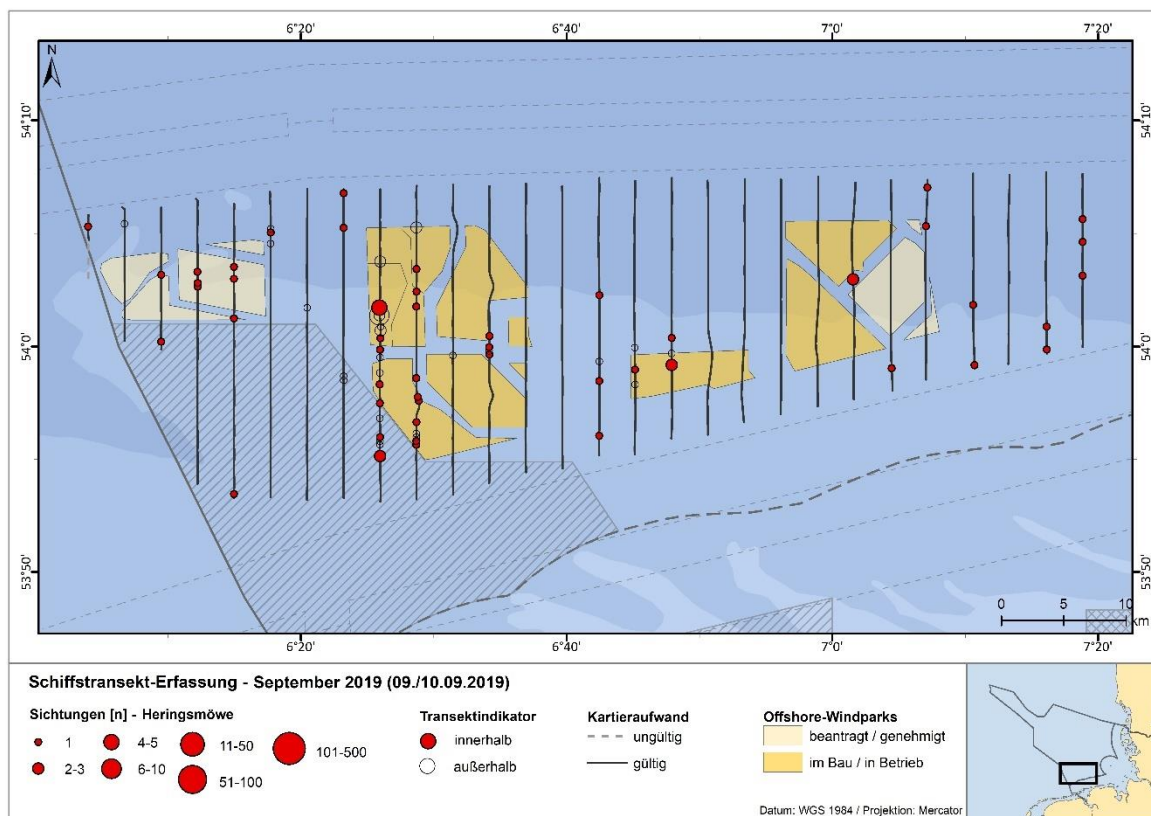


Abb. A. 60 Sichtungen der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im September 2019.

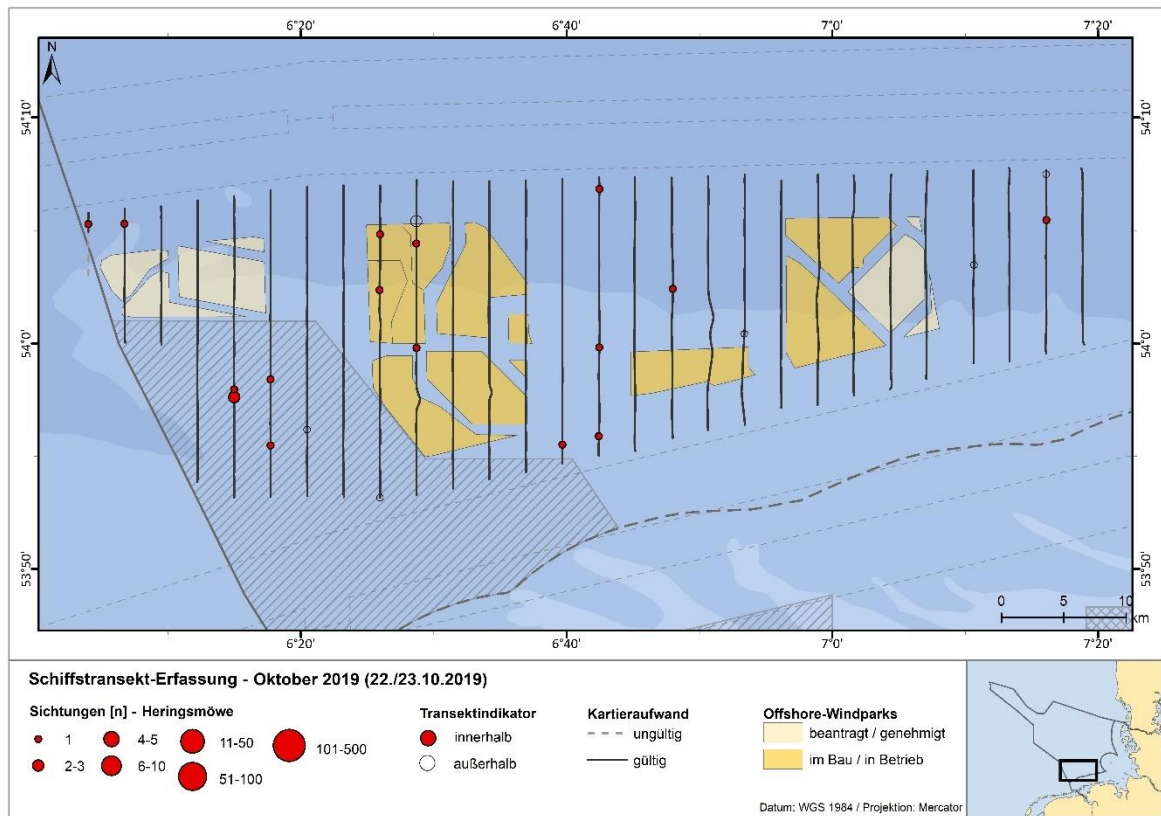


Abb. A. 61 Sichtungen der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Oktober 2019.

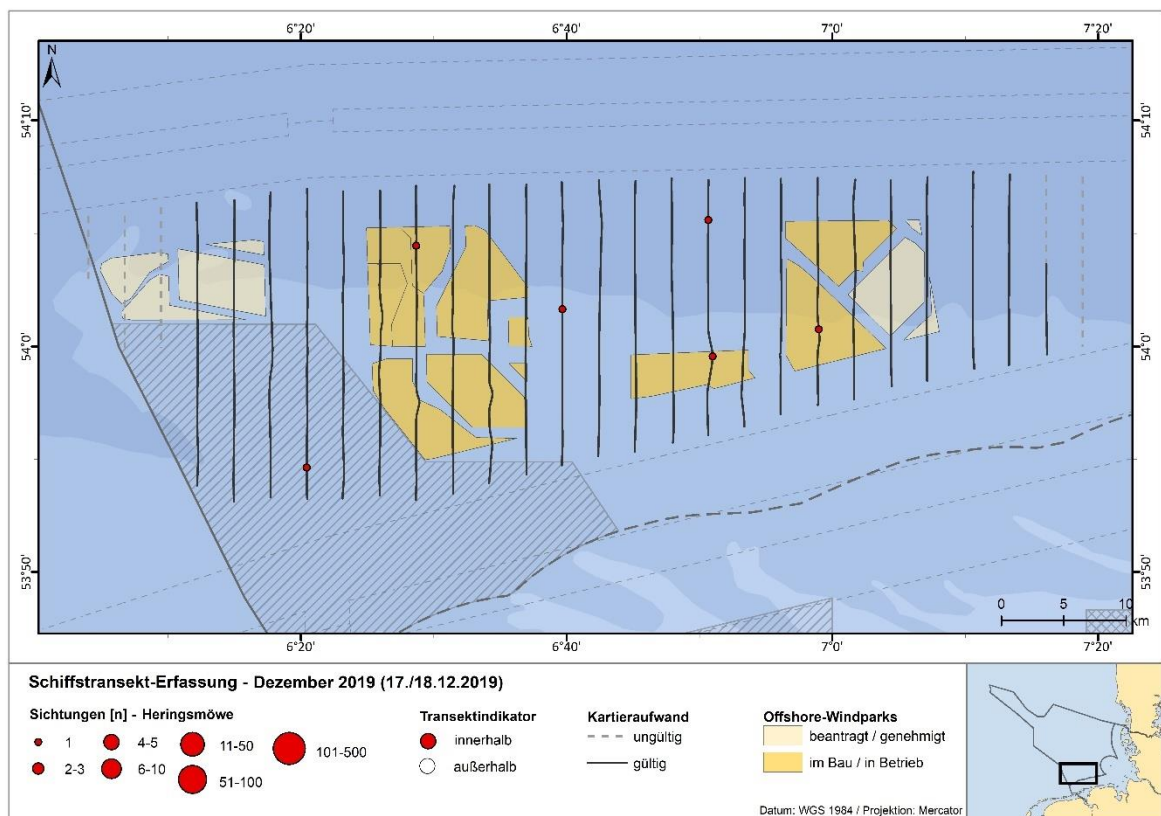


Abb. A. 62 Sichtungen der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember (1. Fahrt) 2019.

Silbermöwe (*Larus argentatus*)

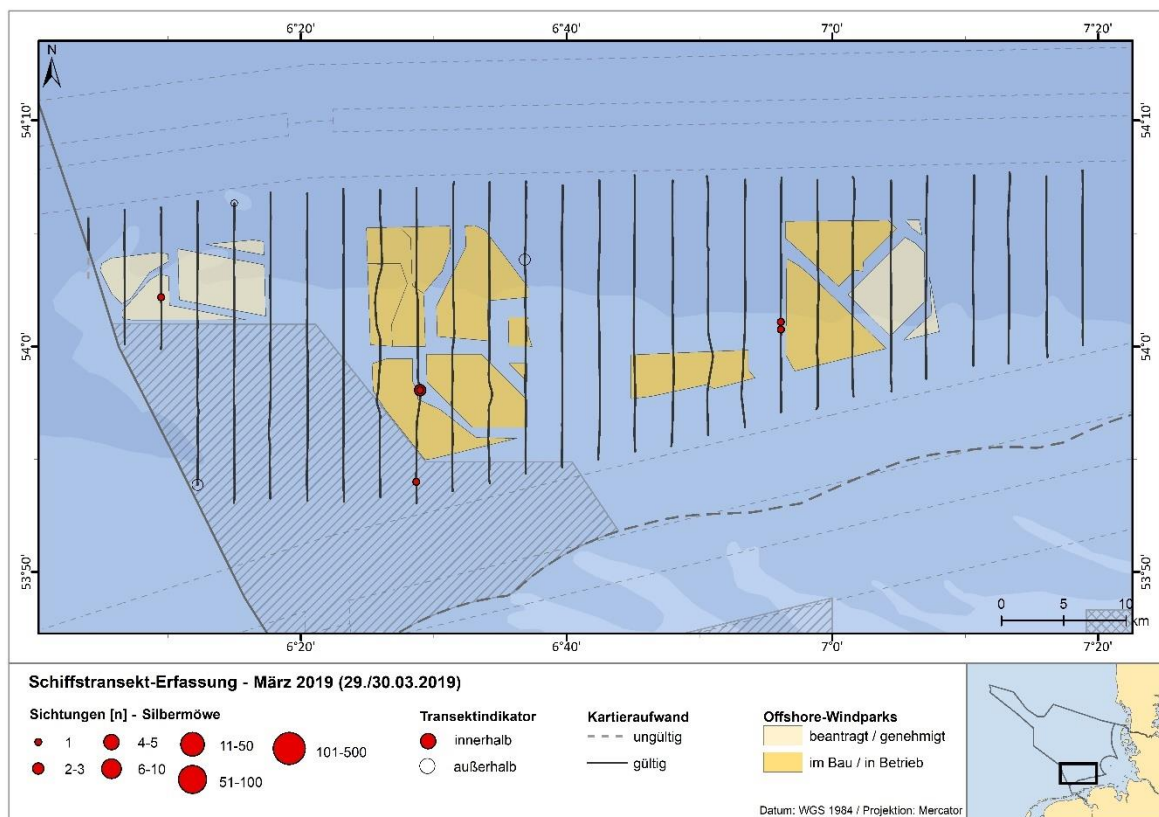


Abb. A. 63 Sichten der Silbermöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2019.

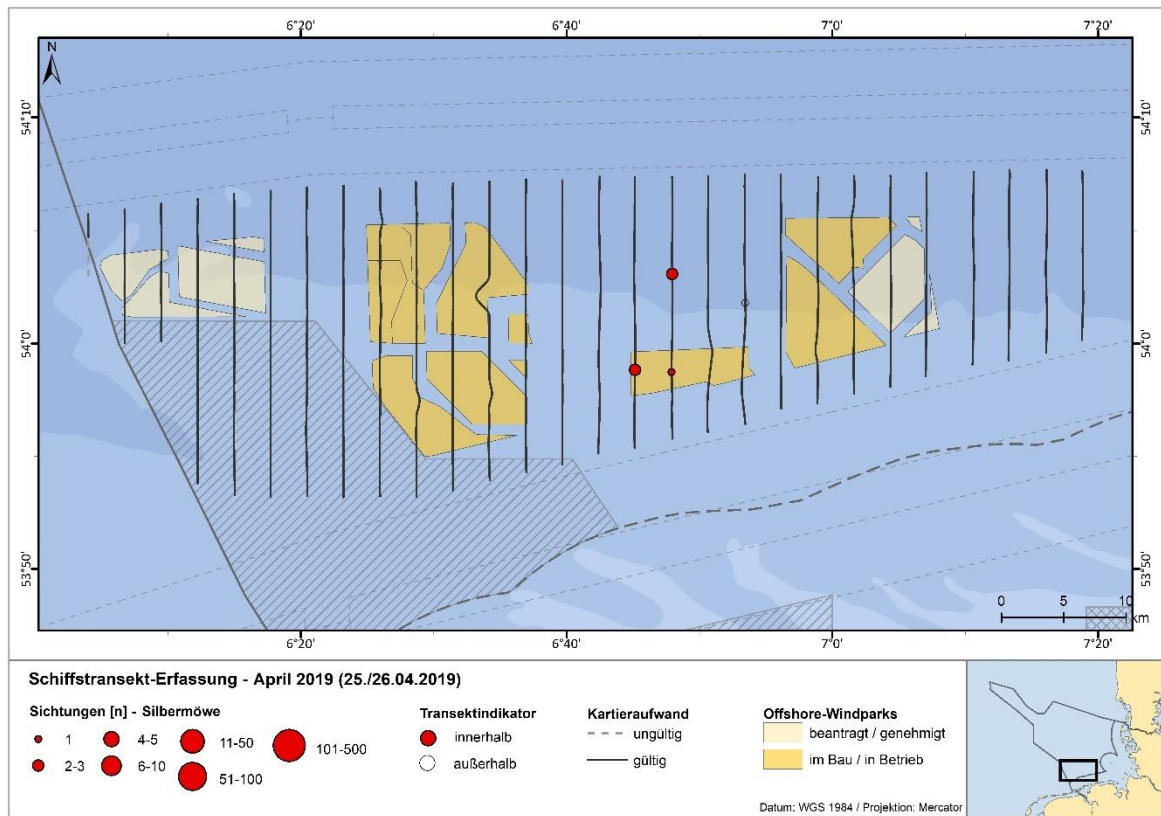


Abb. A. 64 Sichtungen der Silbermöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im April 2019.

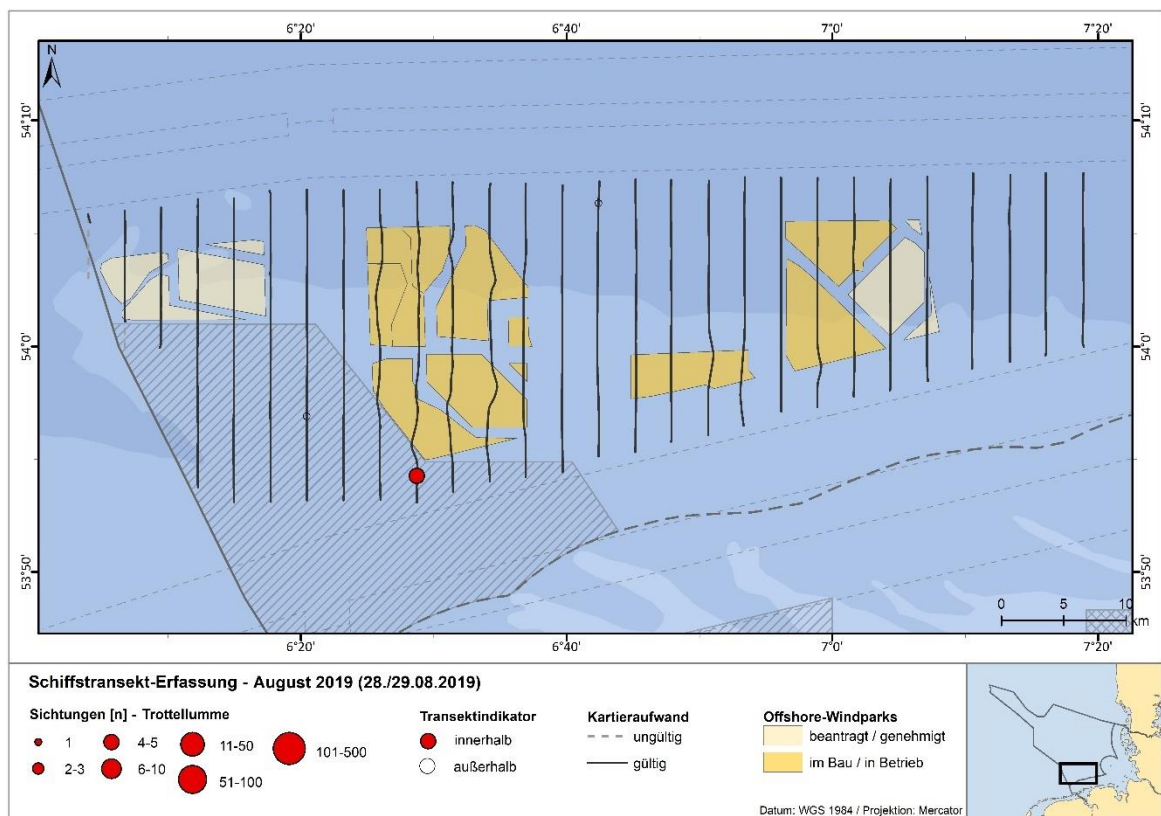


Abb. A. 65 Sichtungen der Silbermöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im August 2019.

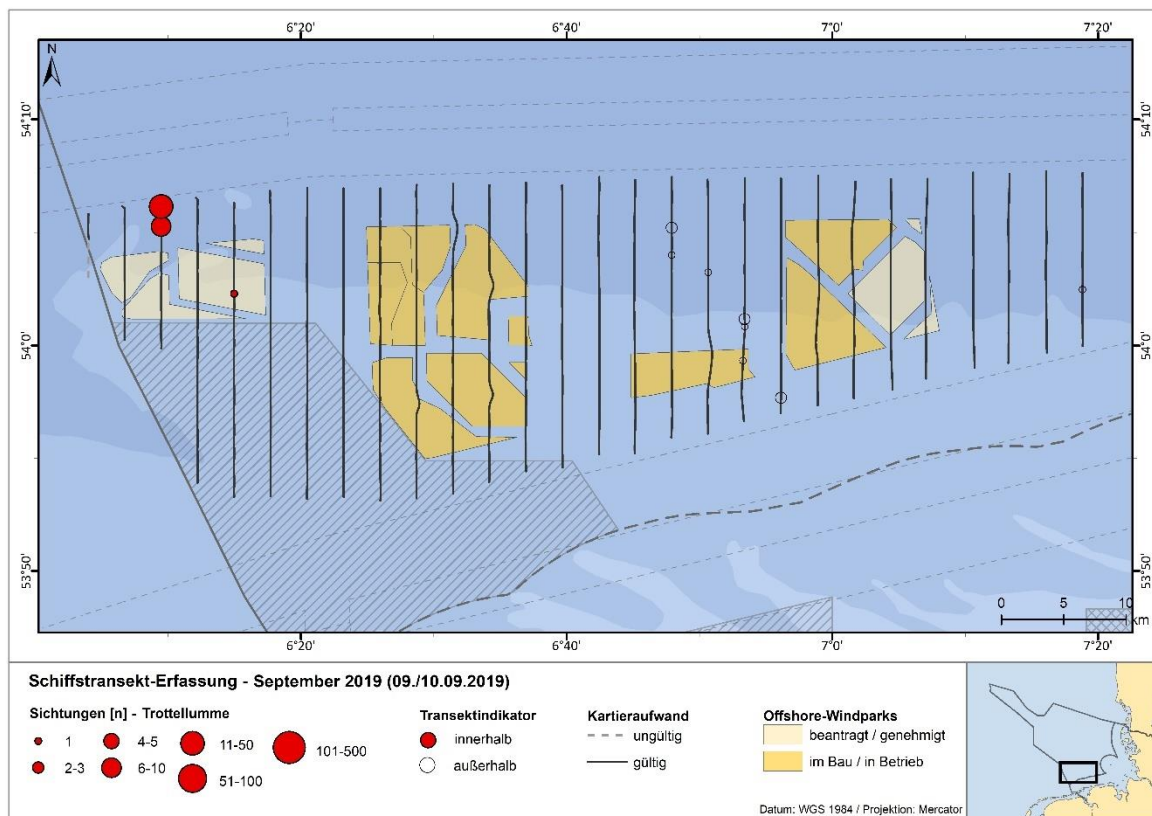


Abb. A. 66 Sichtungen der Silbermöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im September 2019.

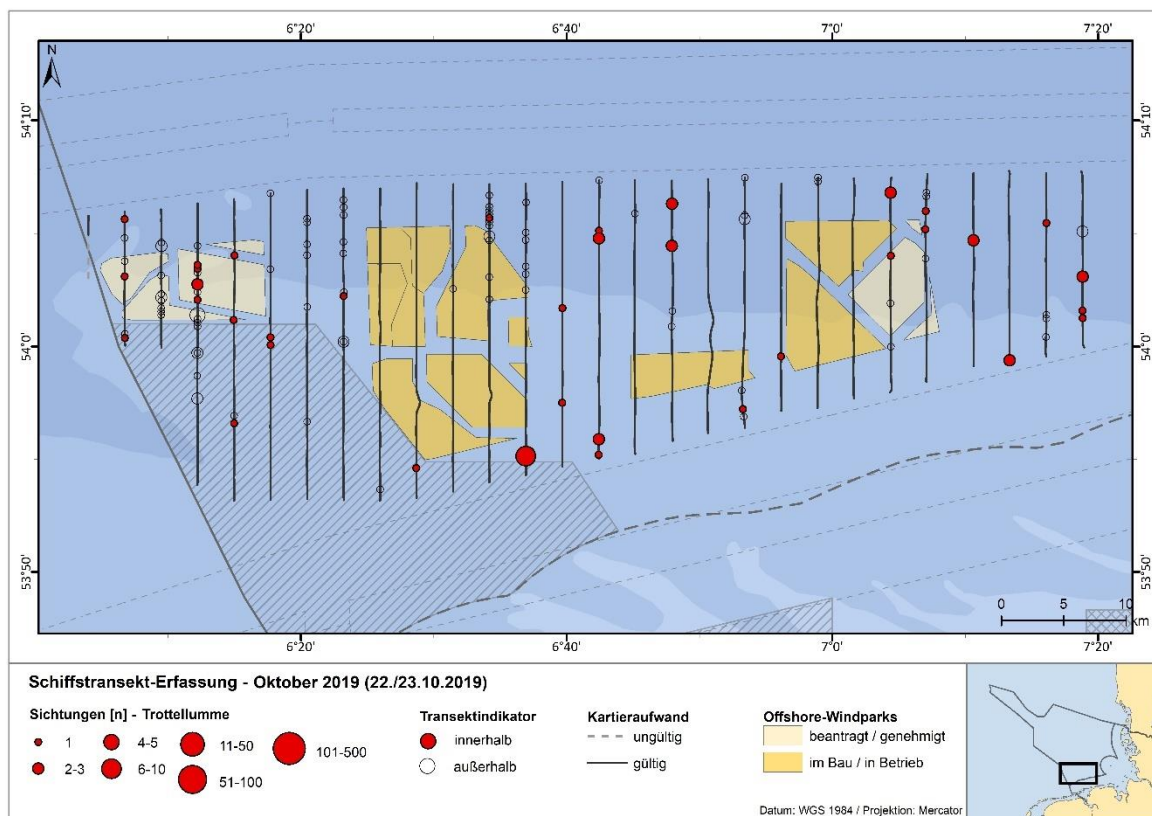


Abb. A. 67 Sichtungen der Silbermöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Oktober 2019.

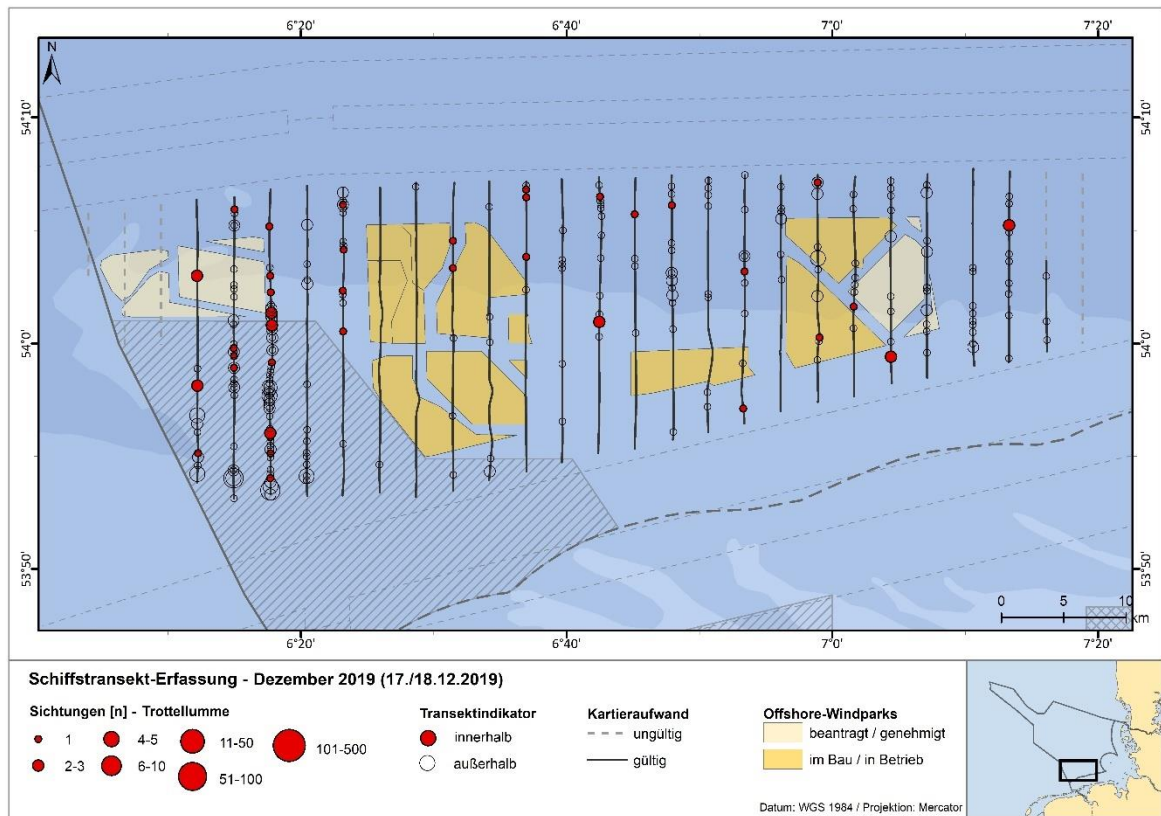


Abb. A. 68 Sichtungen der Silbermöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember (1. Fahrt) 2019.

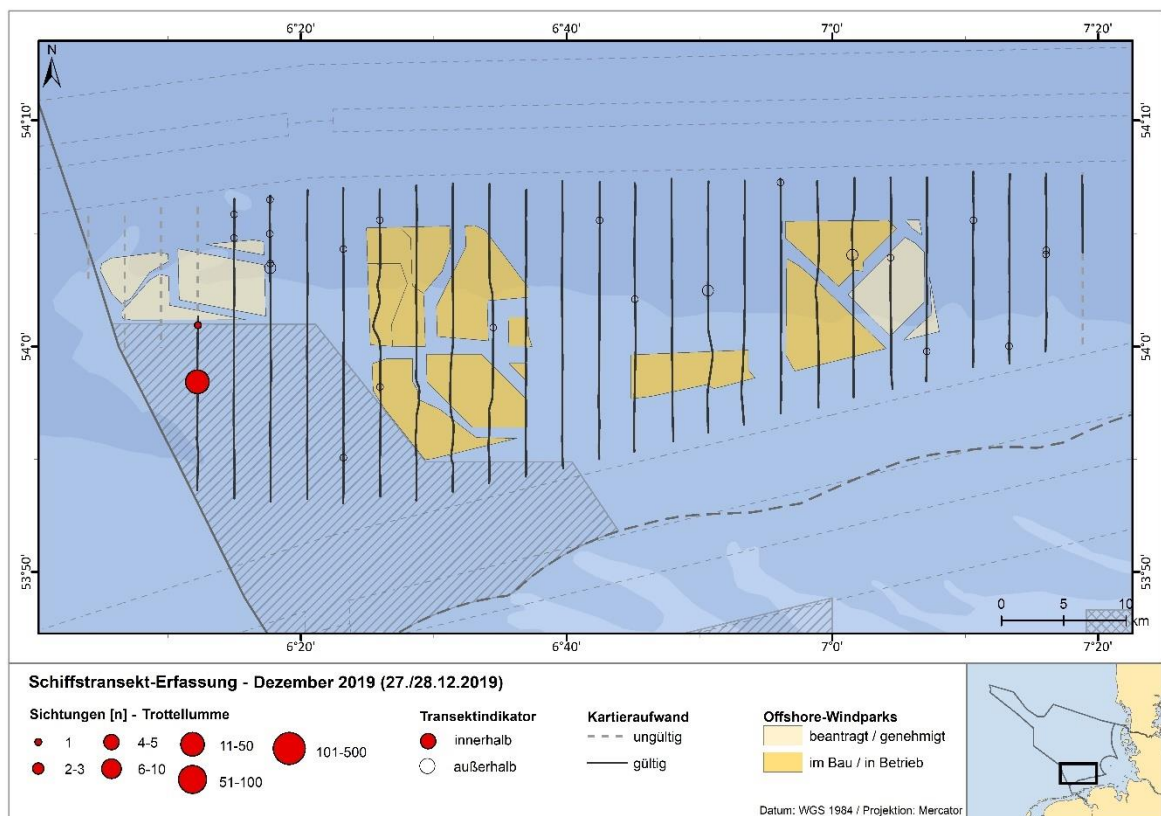


Abb. A. 69 Sichtungen der Silbermöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember (2. Fahrt) 2019.

Mantelmöwe (*Larus marinus*)

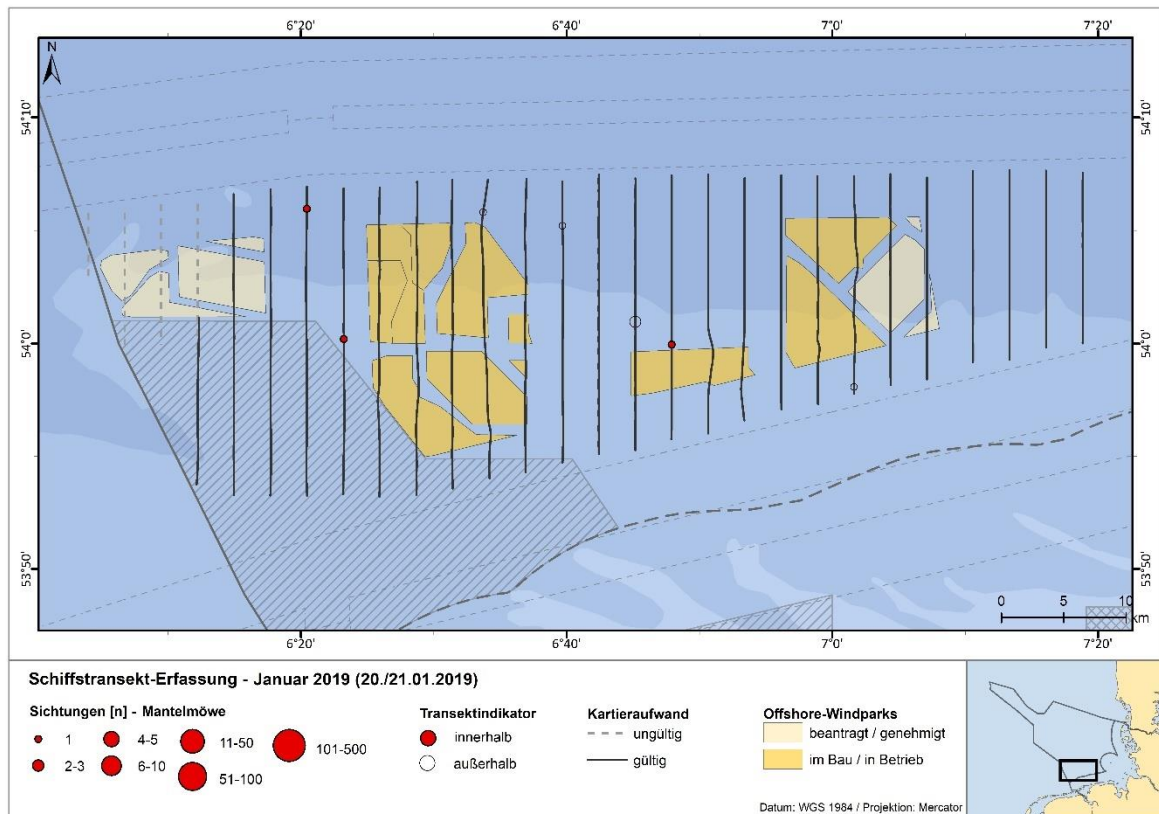


Abb. A. 70 Sichtungen der Mantelmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen im Januar 2019.

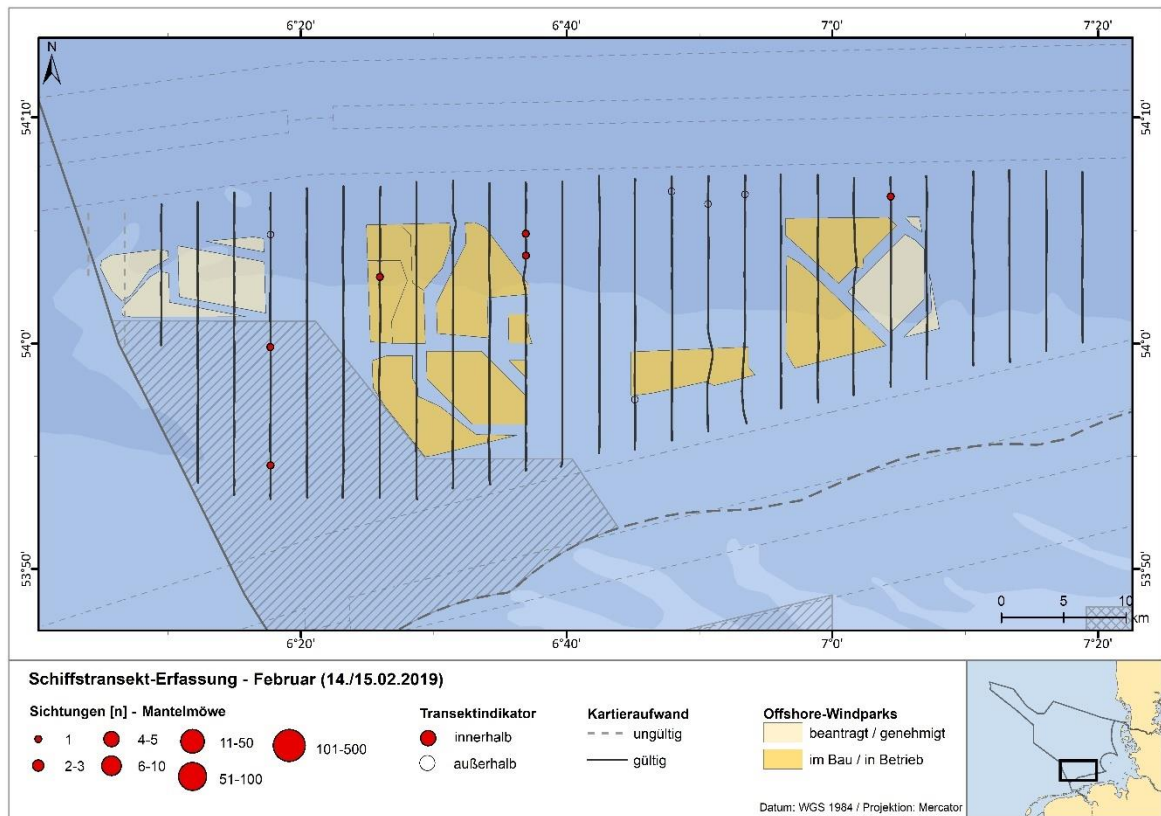


Abb. A. 71 Sichtungen der Mantelmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Februar 2019.

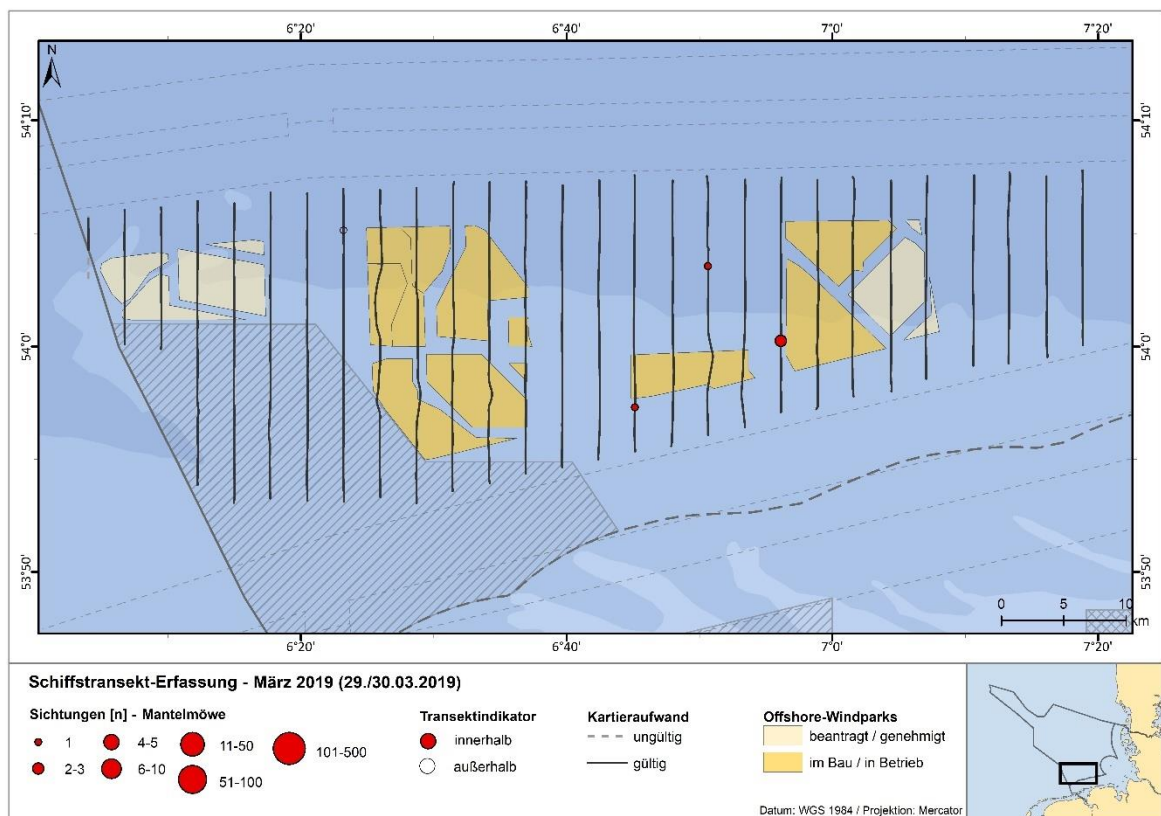


Abb. A. 72 Sichtungen der Mantelmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2019.

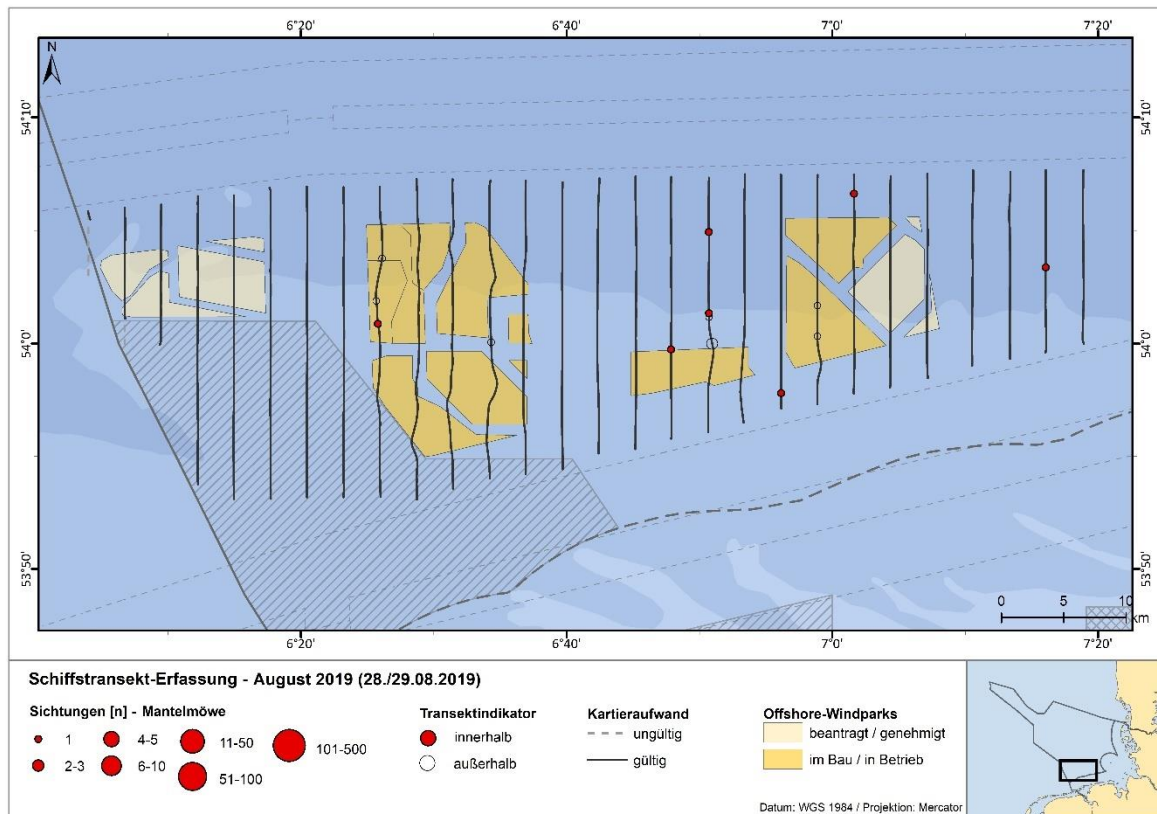


Abb. A. 73 Sichtungen der Mantelmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im August 2019.

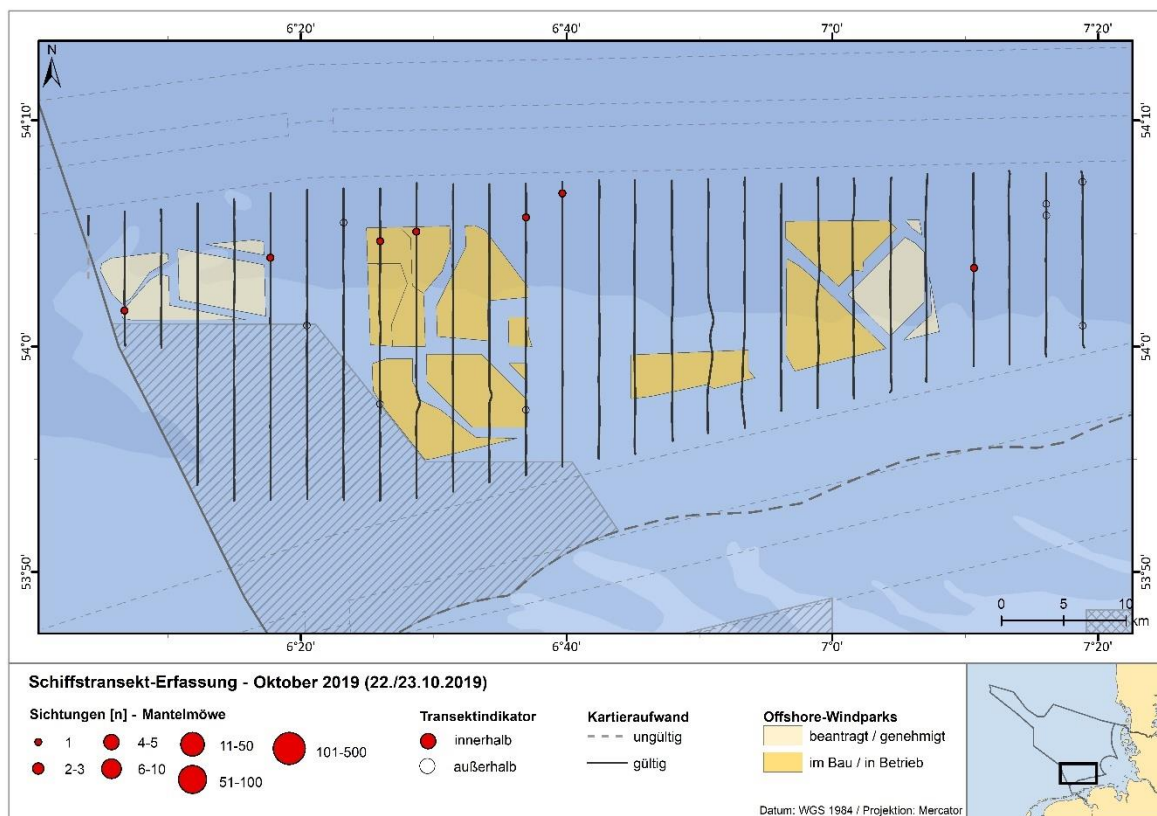


Abb. A. 74 Sichtungen der Mantelmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Oktober 2019.

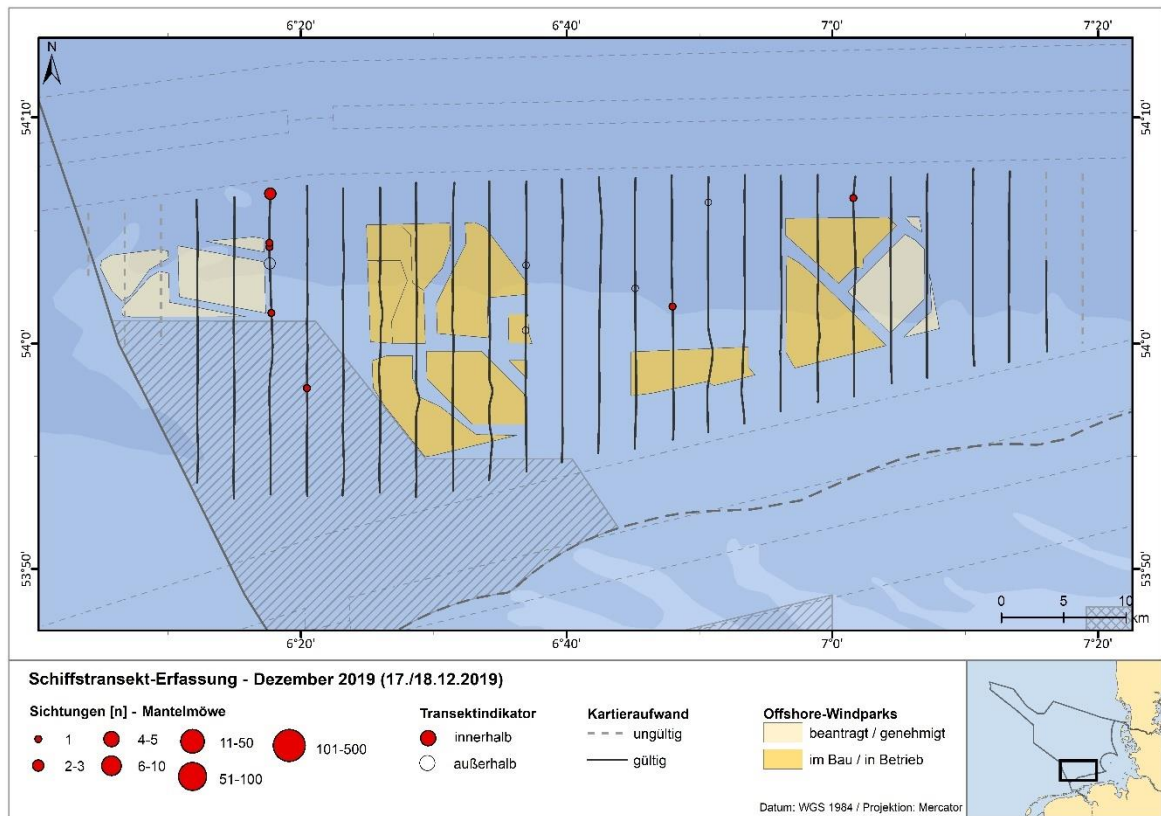


Abb. A. 75 Sichtungen der Mantelmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember (1. Fahrt) 2019.

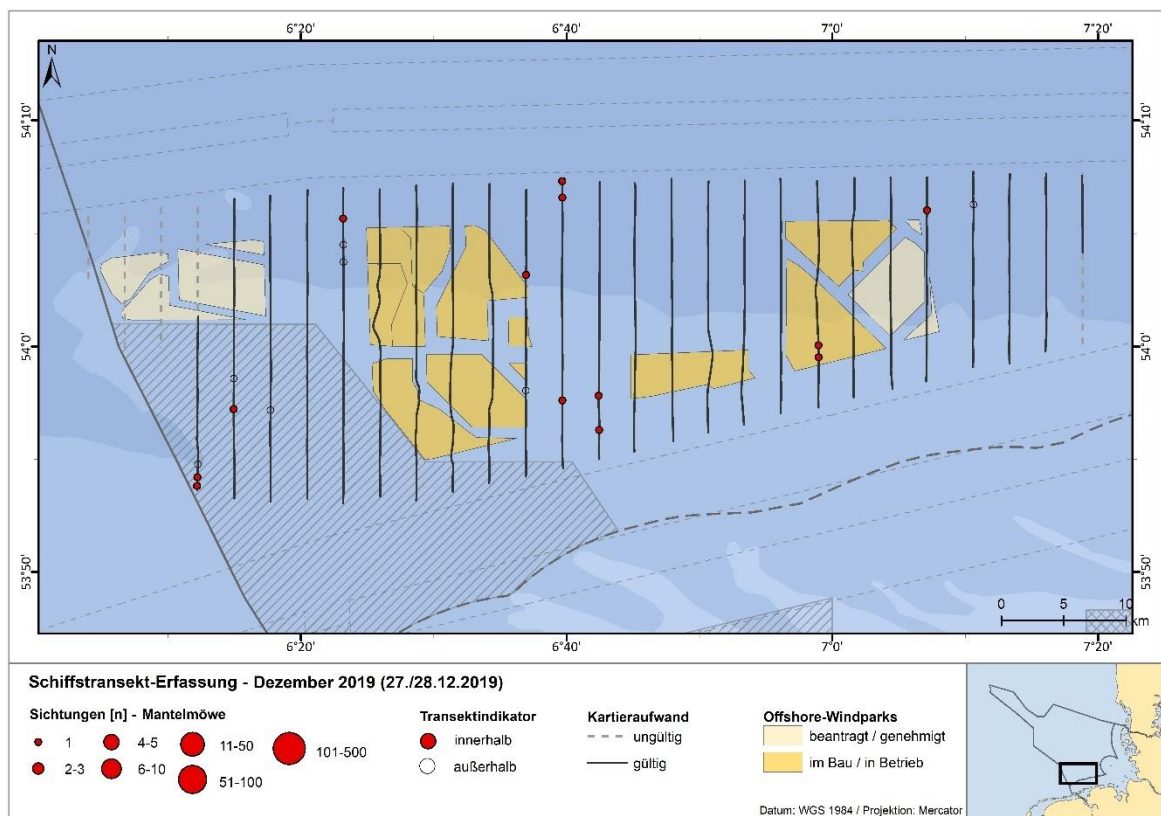


Abb. A. 76 Sichtungen der Mantelmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember (2. Fahrt) 2019.

Dreizehenmöwe (*Rissa tridactyla*)

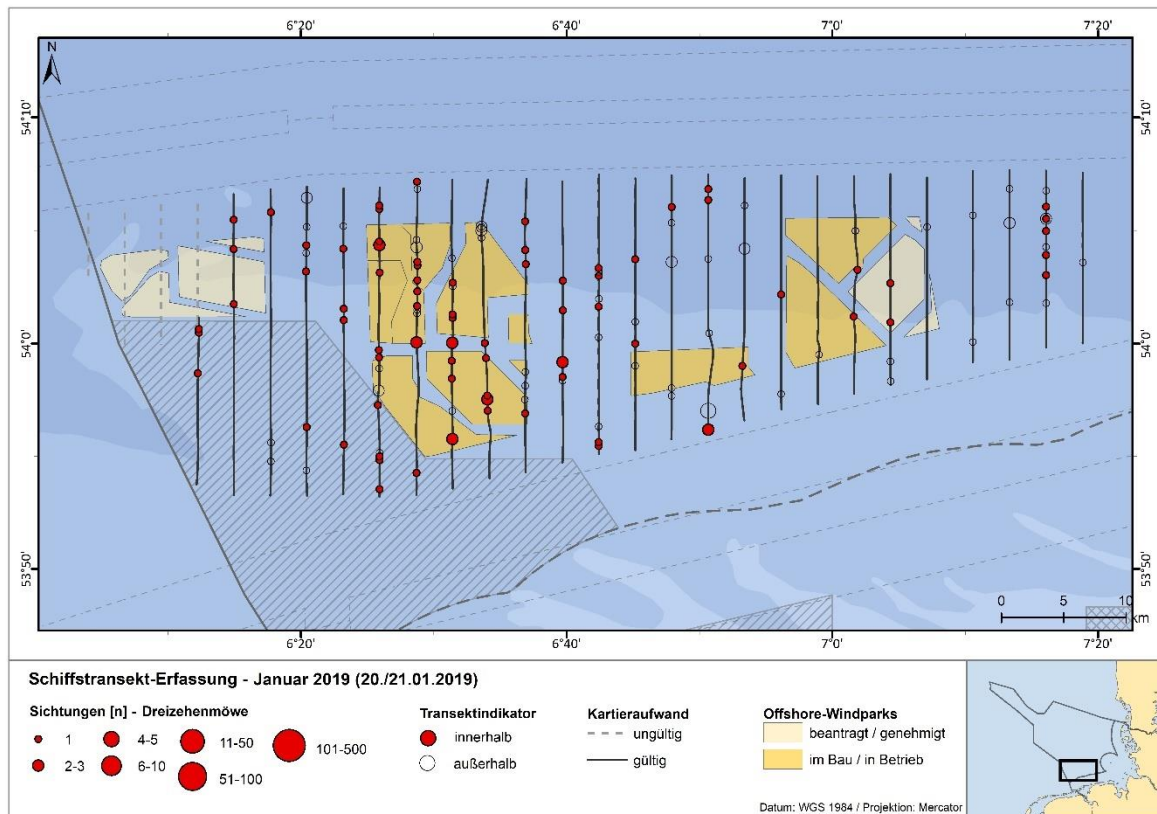


Abb. A. 77 *Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Januar 2019.*

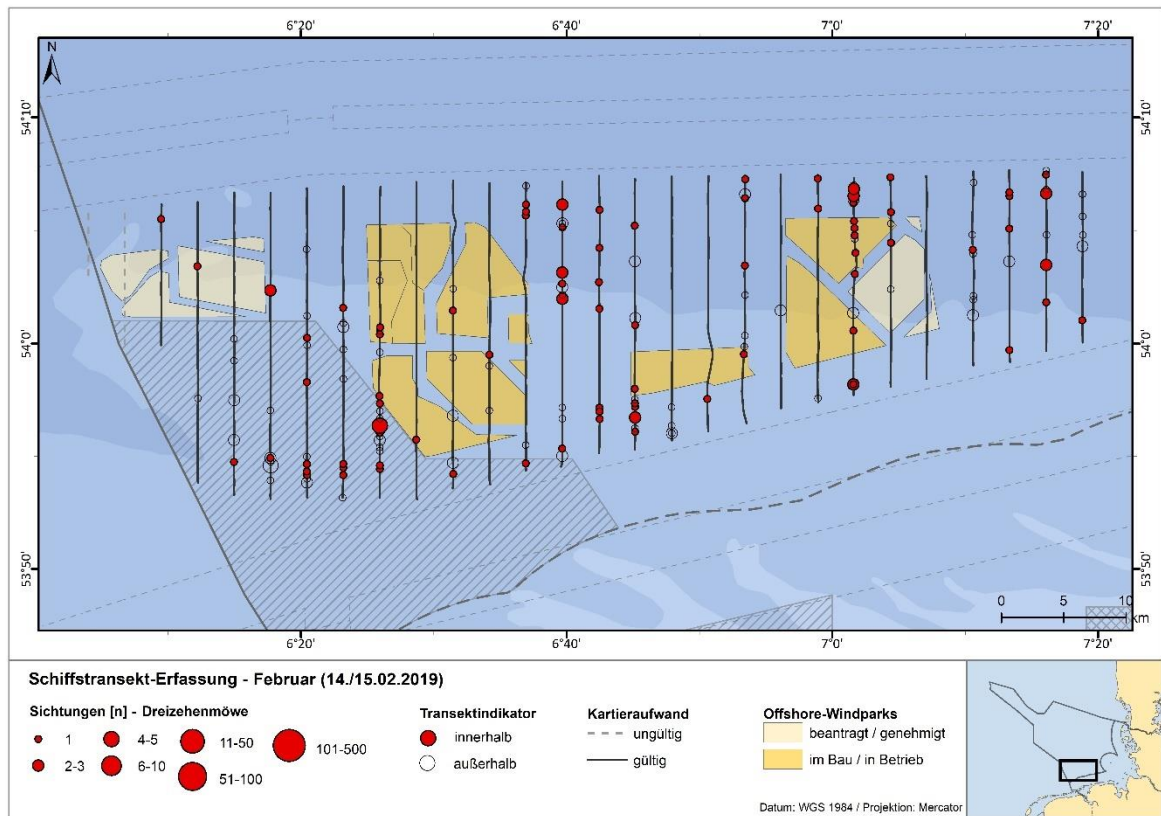


Abb. A. 78 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Februar 2019.

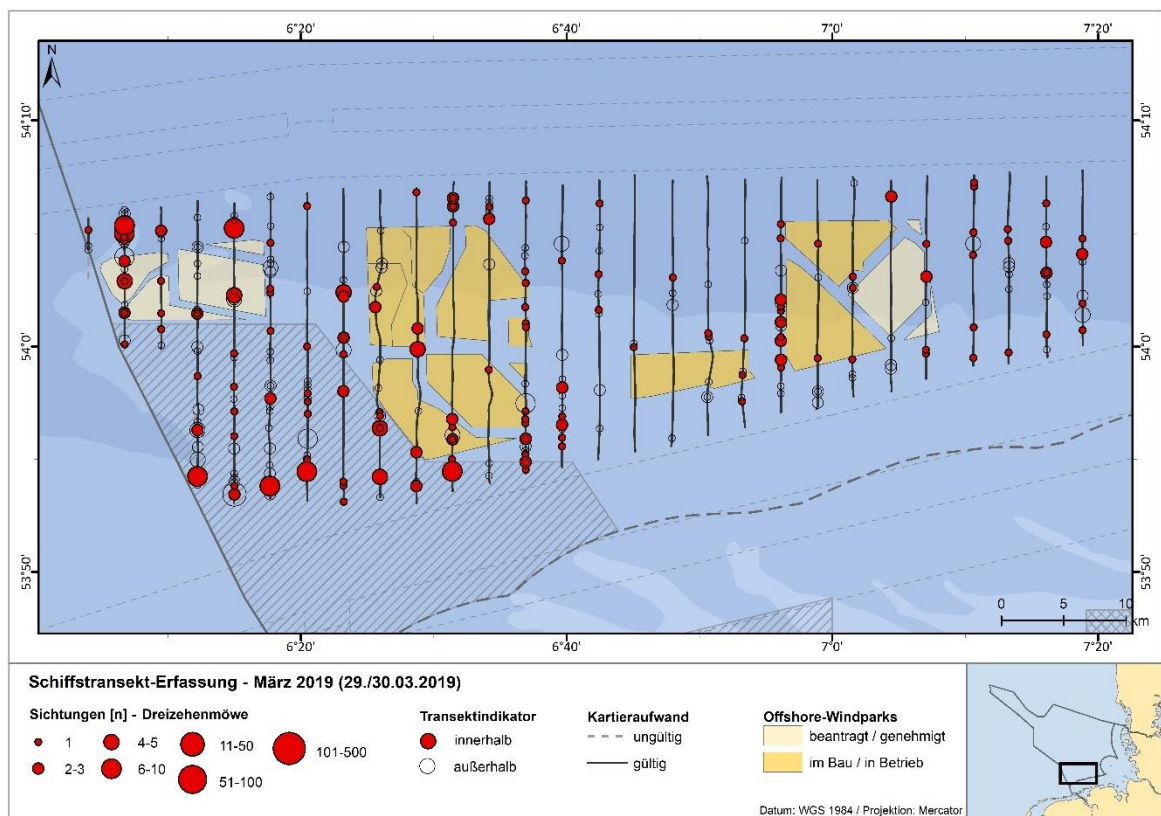


Abb. A. 79 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2019.

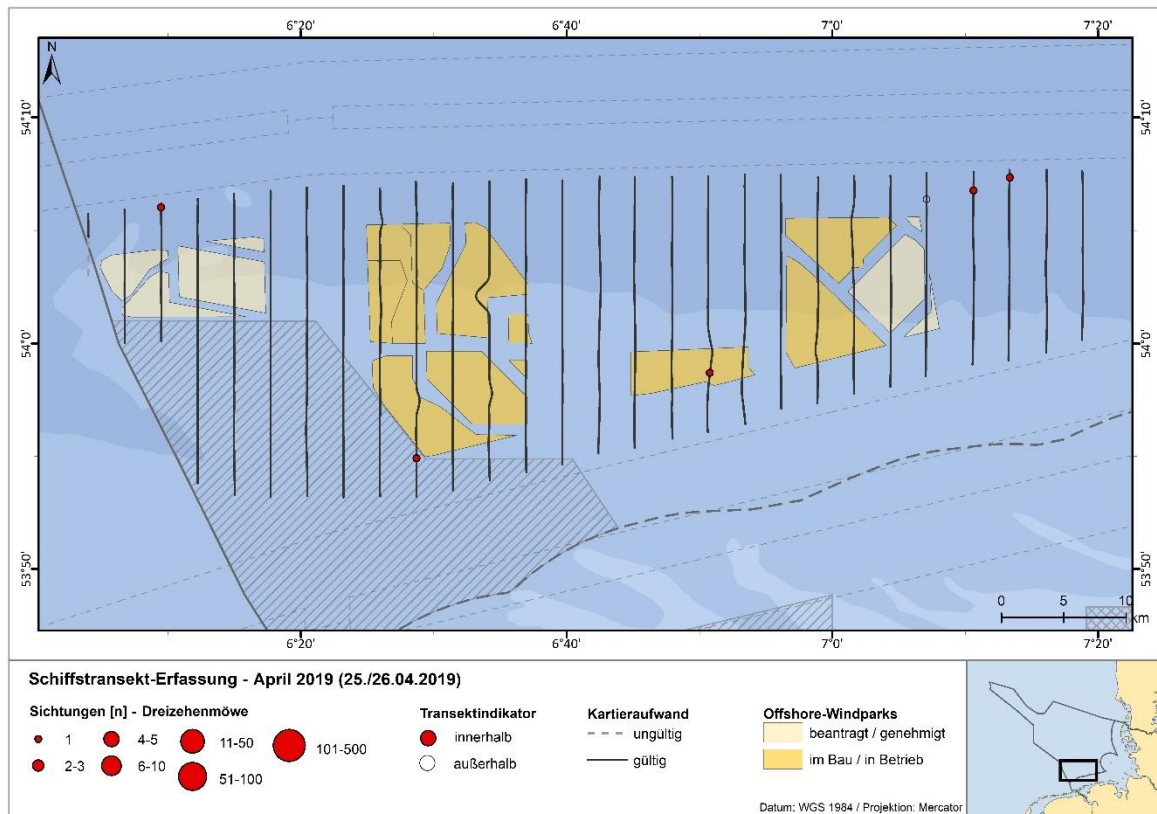


Abb. A. 80 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im April 2019.

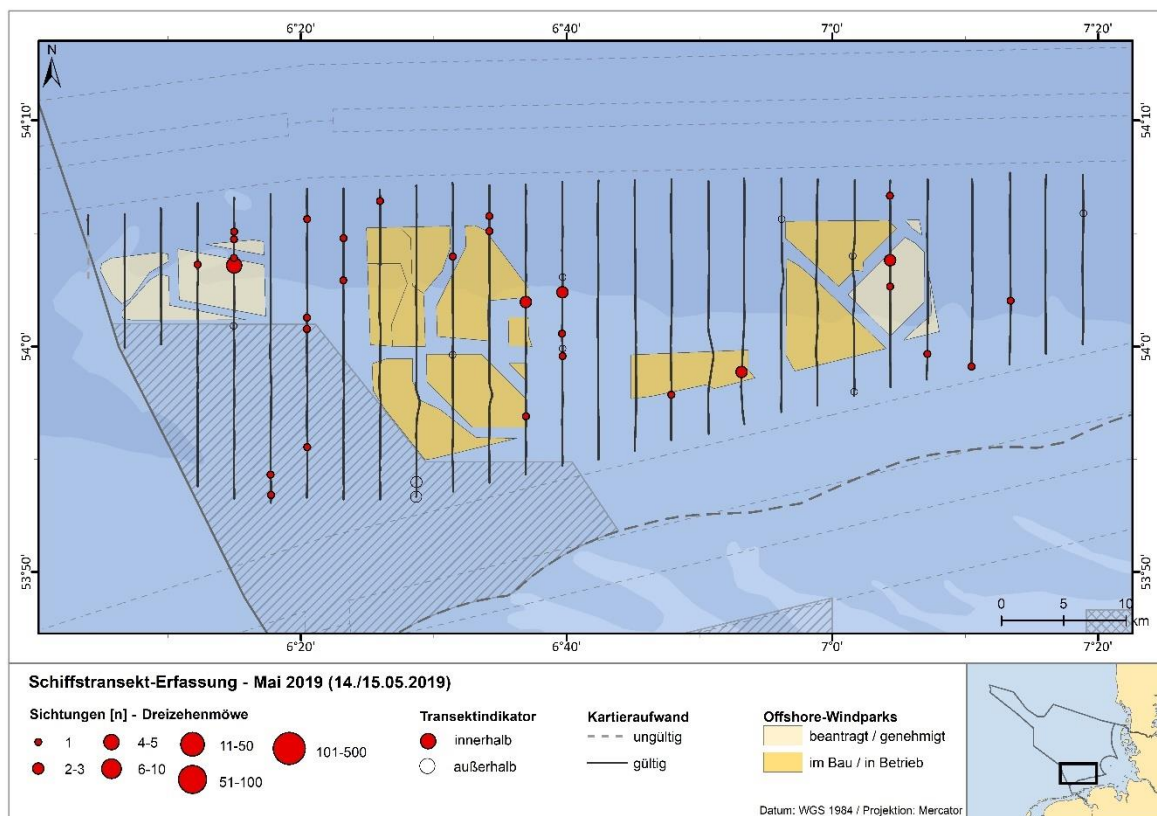


Abb. A. 81 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2019.

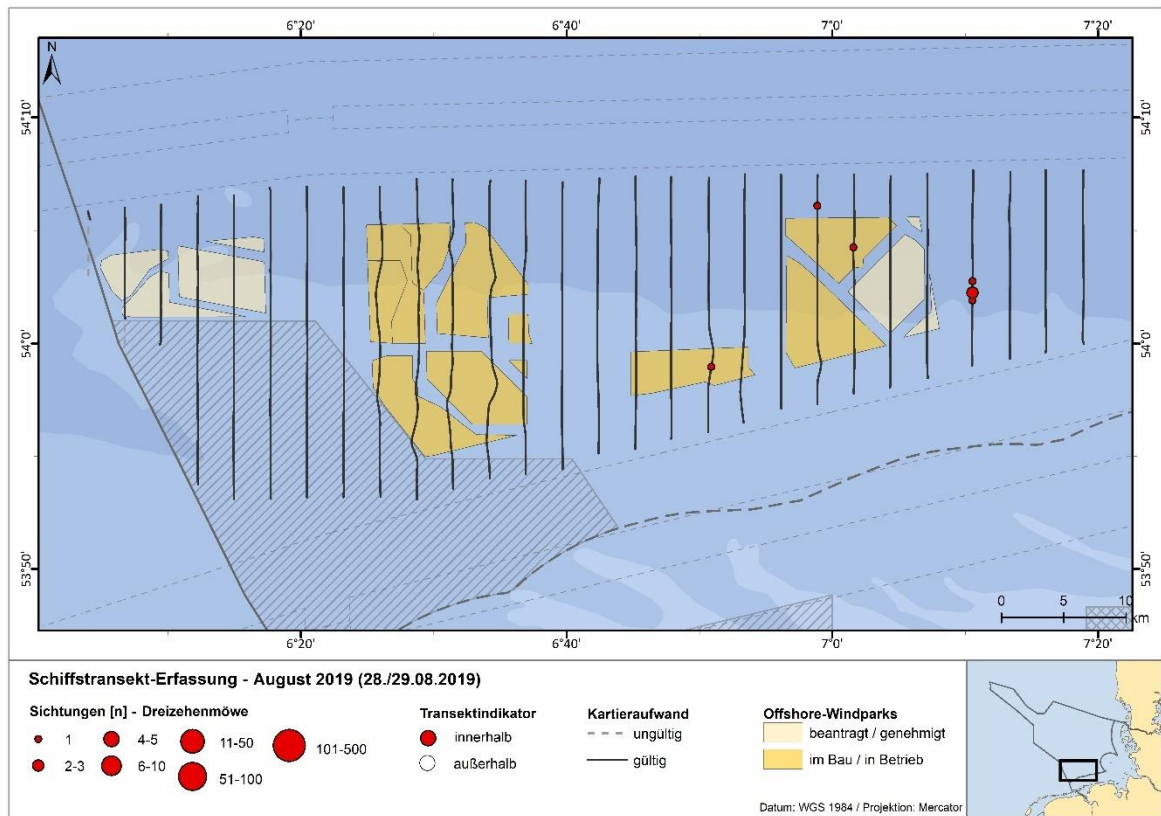


Abb. A. 82 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen im August 2019.

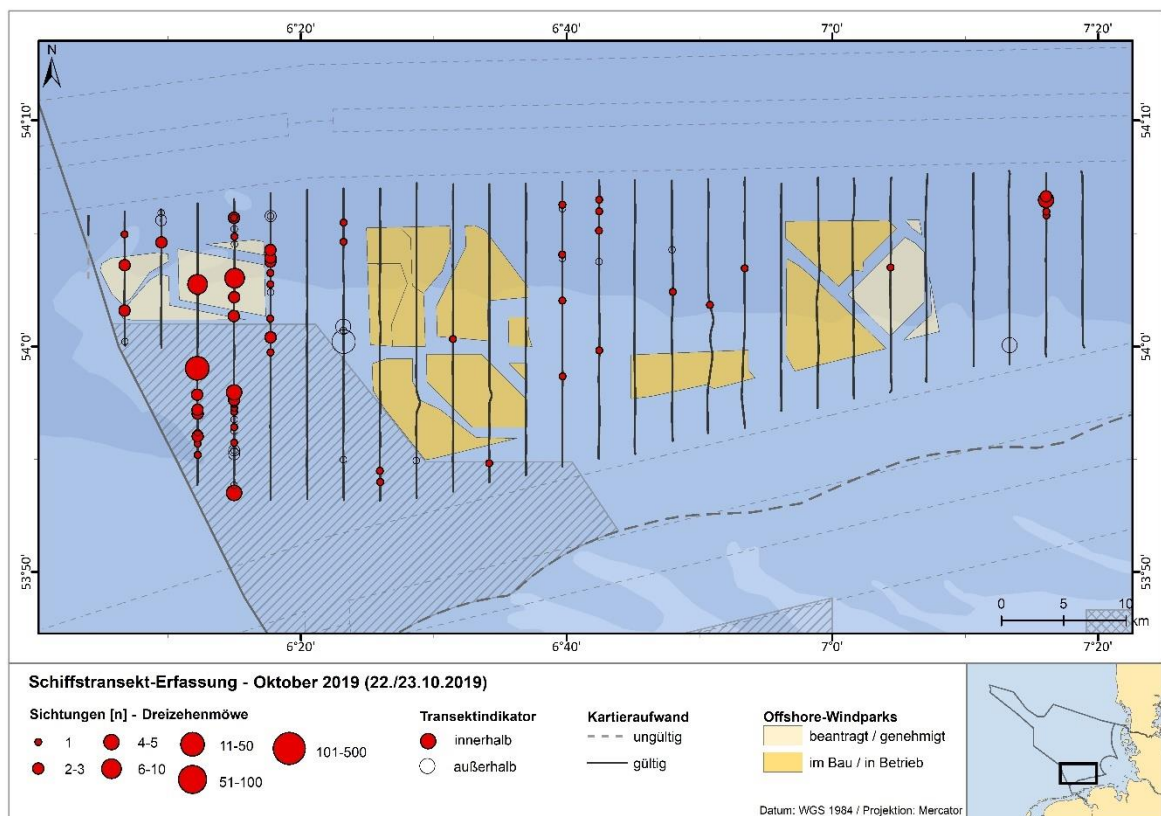


Abb. A. 83 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen im Oktober 2019.

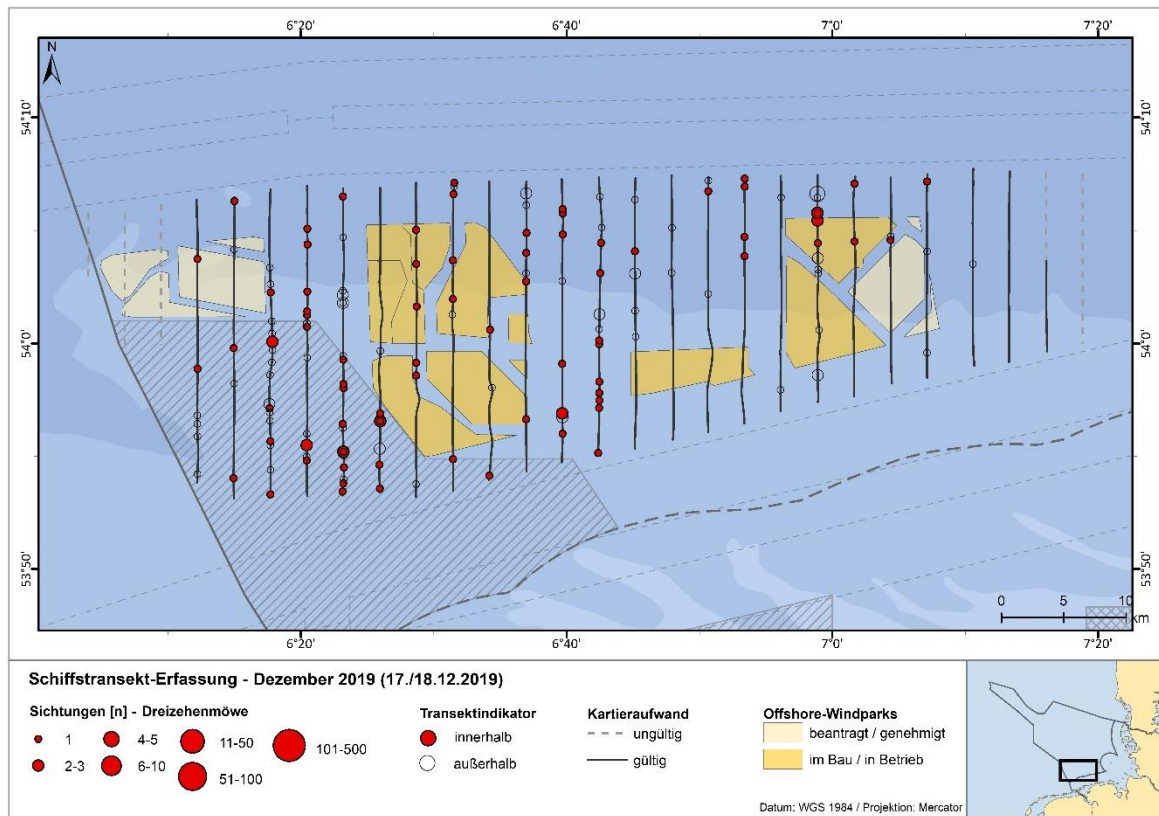


Abb. A. 84 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen im Dezember (1. Fahrt) 2019.

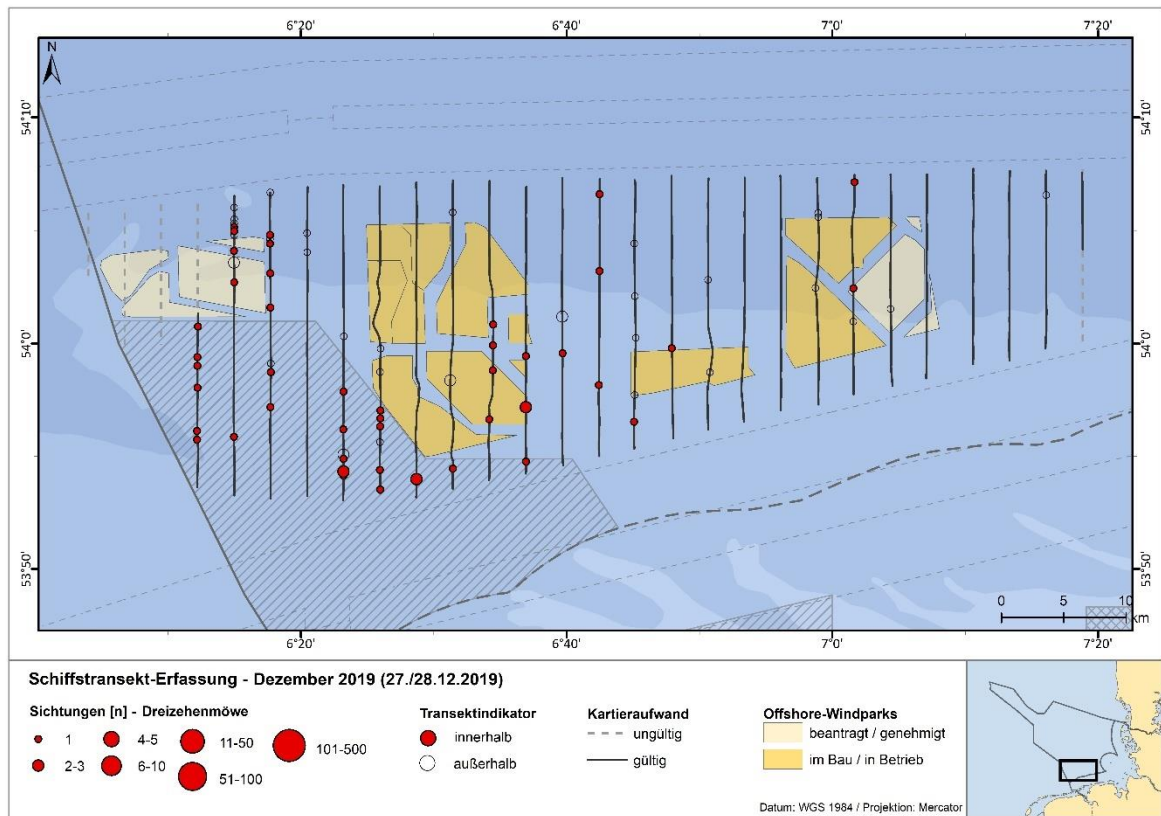


Abb. A. 85 *Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember (2. Fahrt) 2019.*

Brandseeschwalben (*Sterna sandvicensis*)

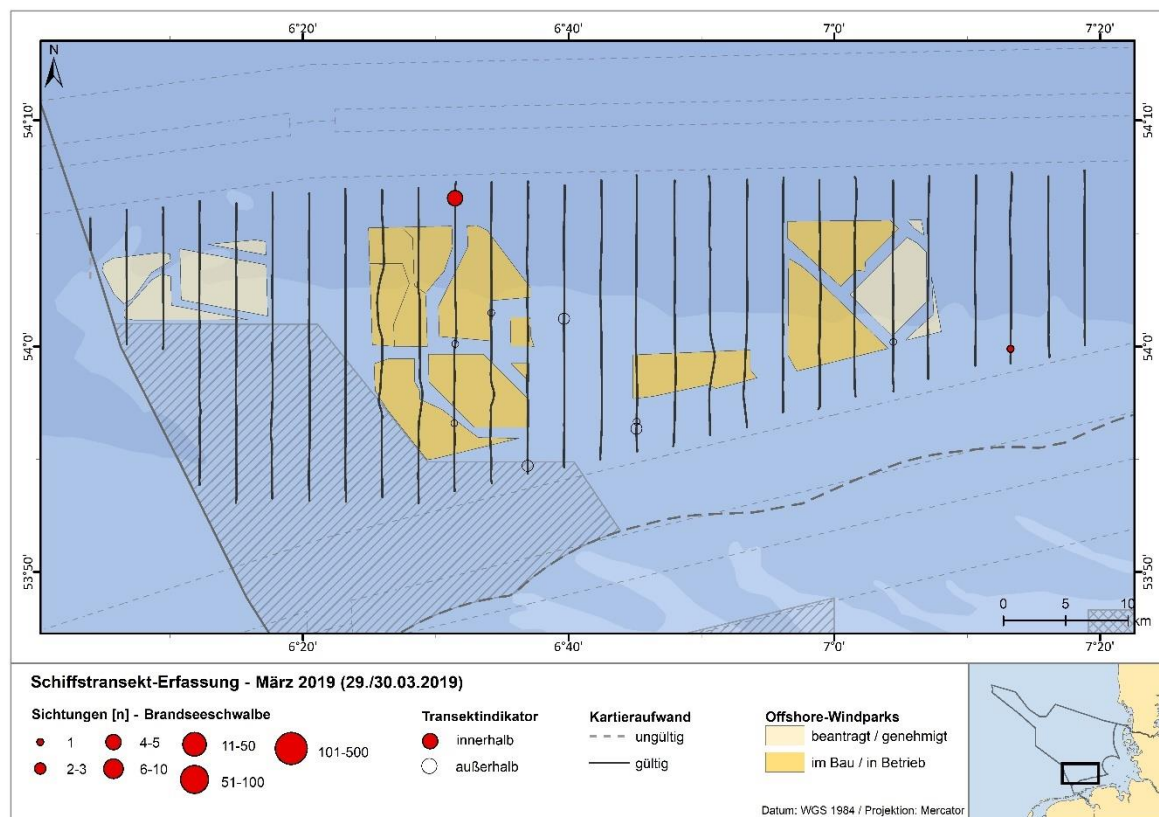


Abb. A. 86 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2019.

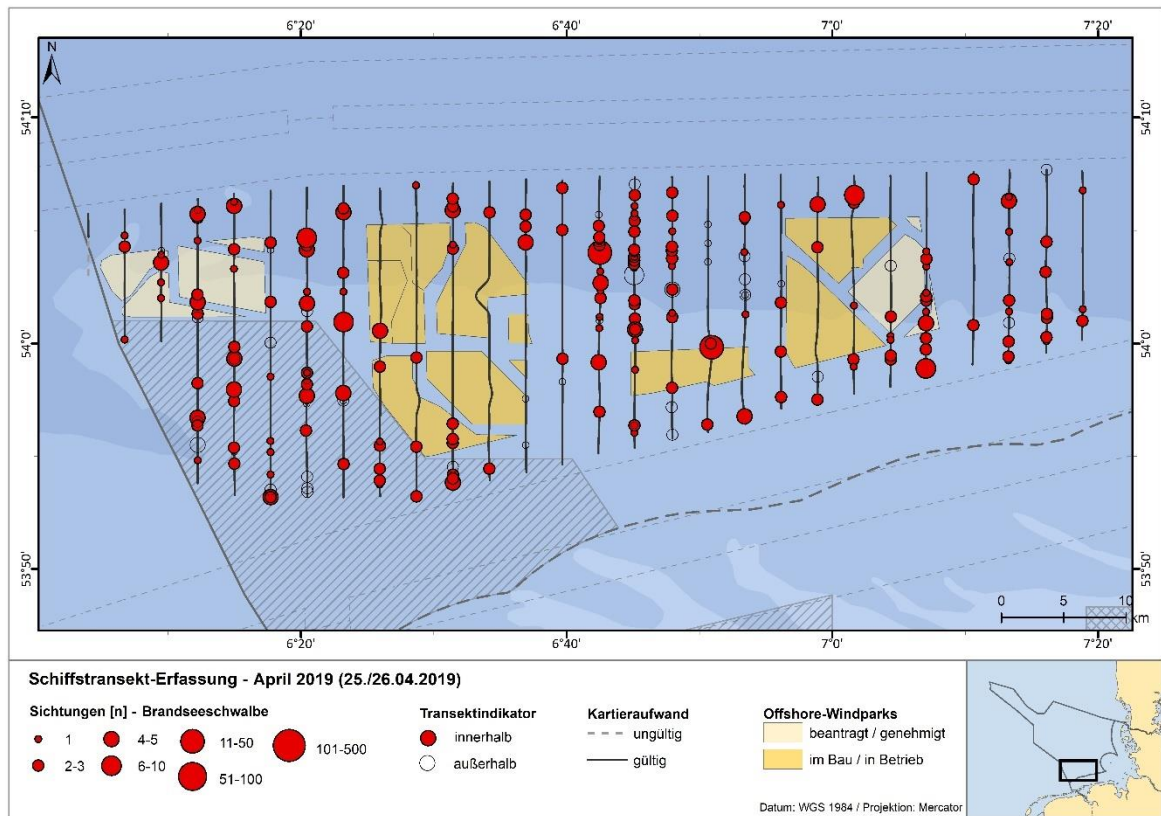


Abb. A. 87 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im April 2019.

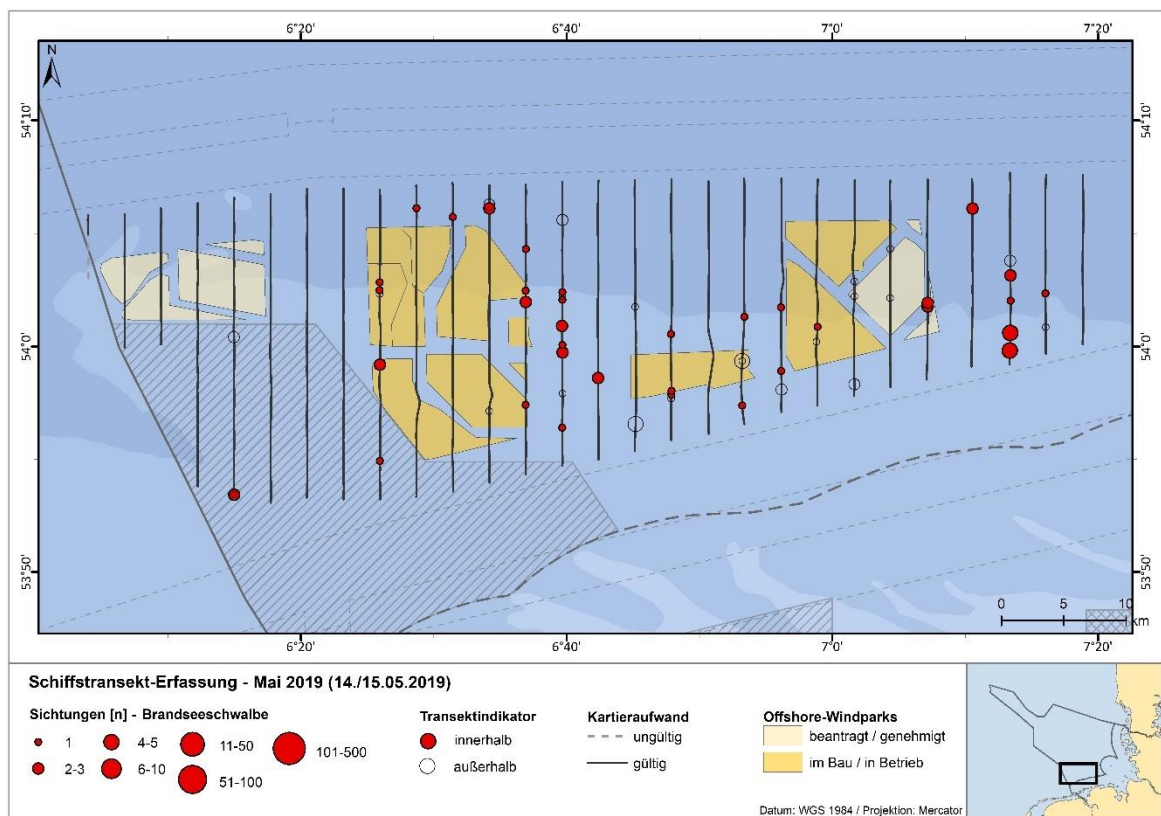


Abb. A. 88 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2019.

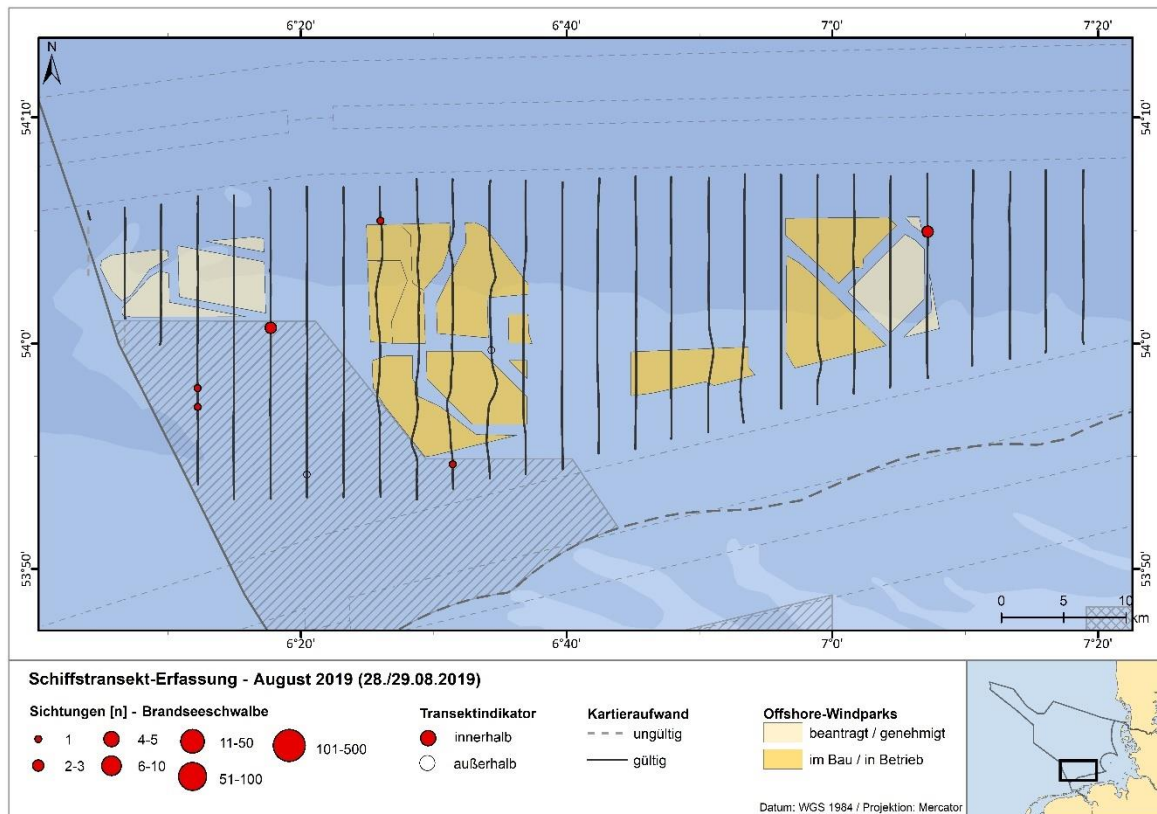


Abb. A. 89 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im August 2019.

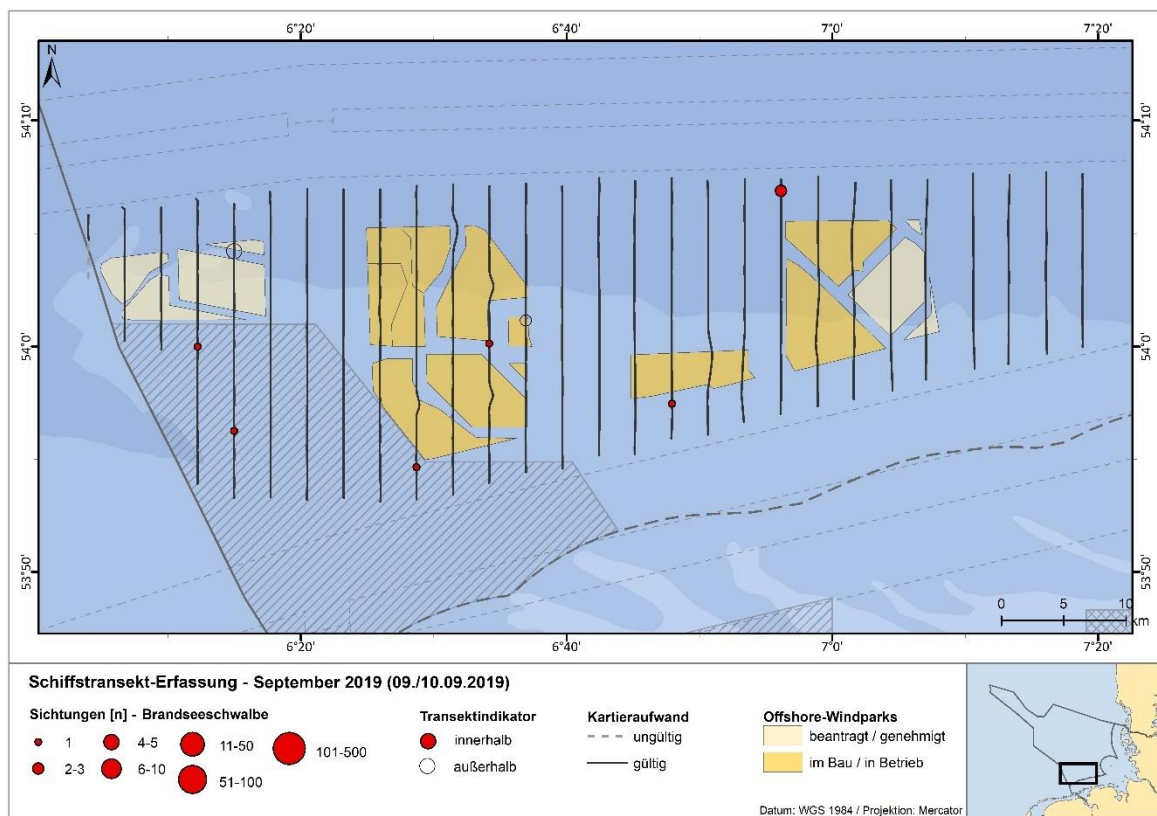


Abb. A. 90 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im September 2019.

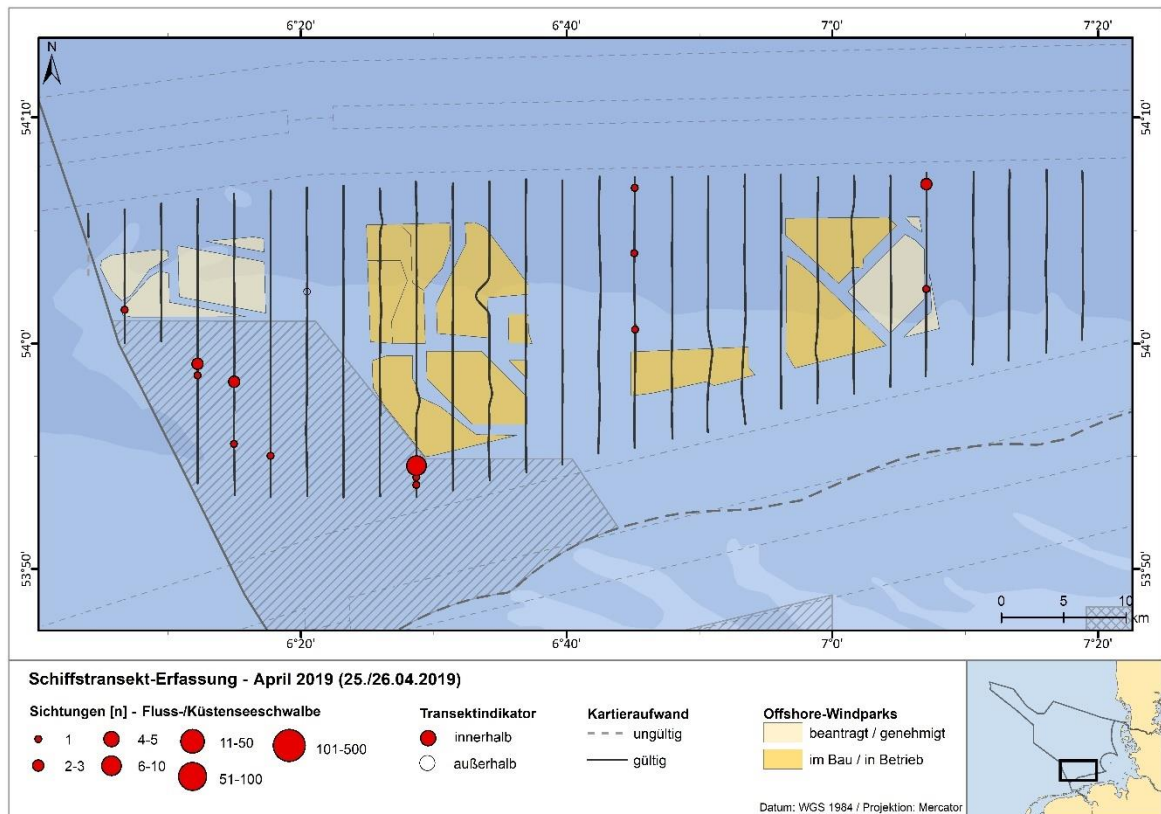
Fluss- und Küstenseeschwalben (*Sterna hirundo*/*Sterna paradisaea*)

Abb. A. 91 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im April 2019.

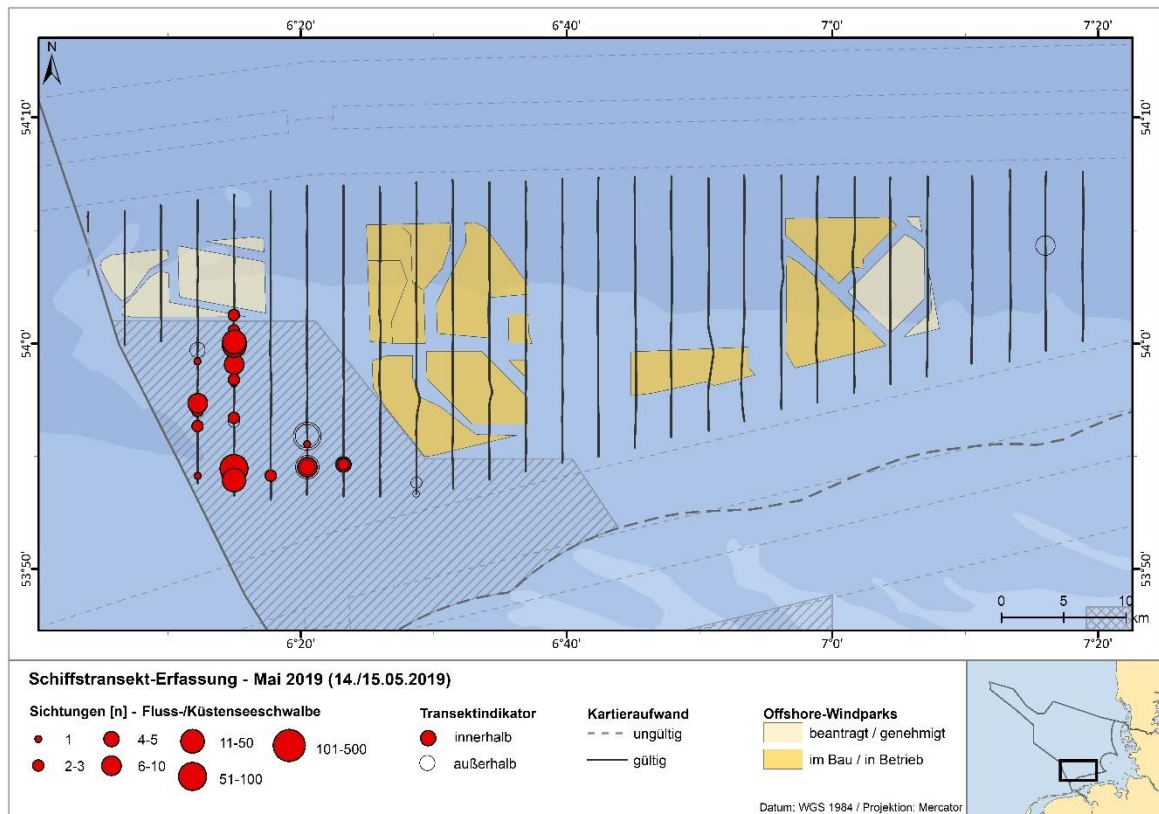


Abb. A. 92 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2019.

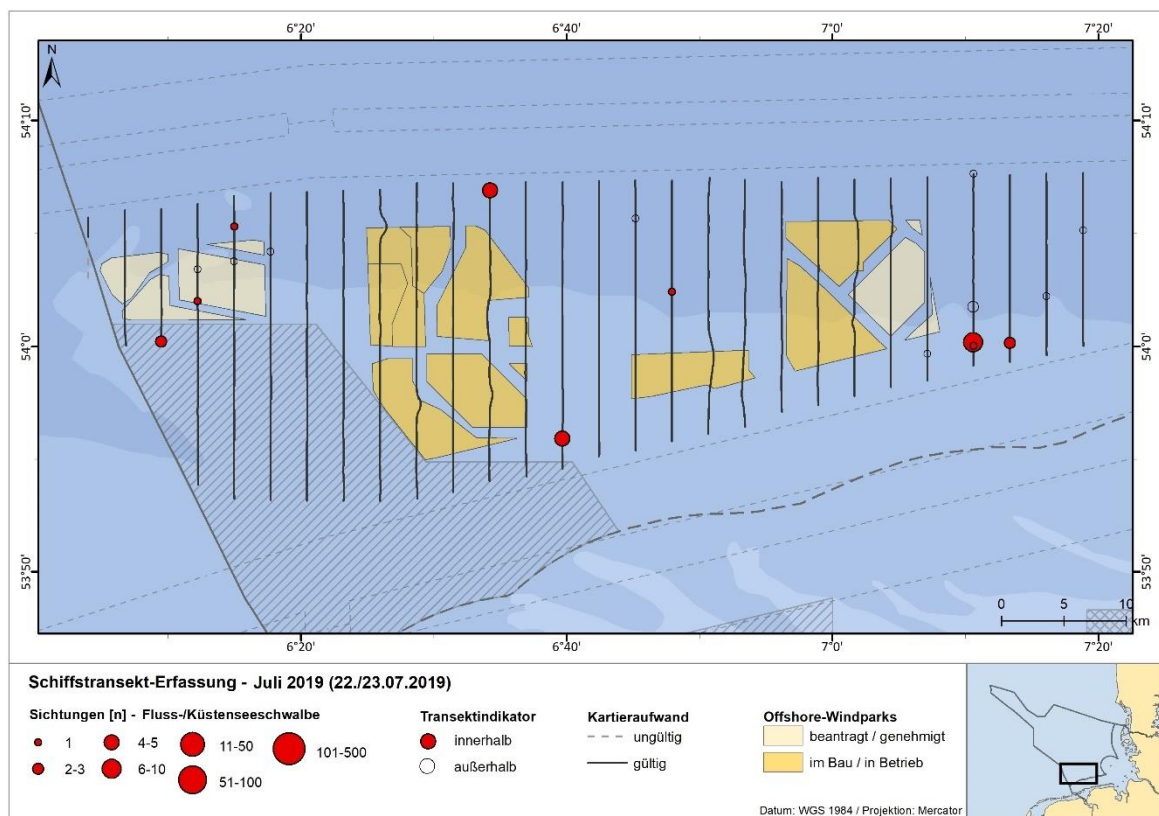


Abb. A. 93 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im Juli 2019.

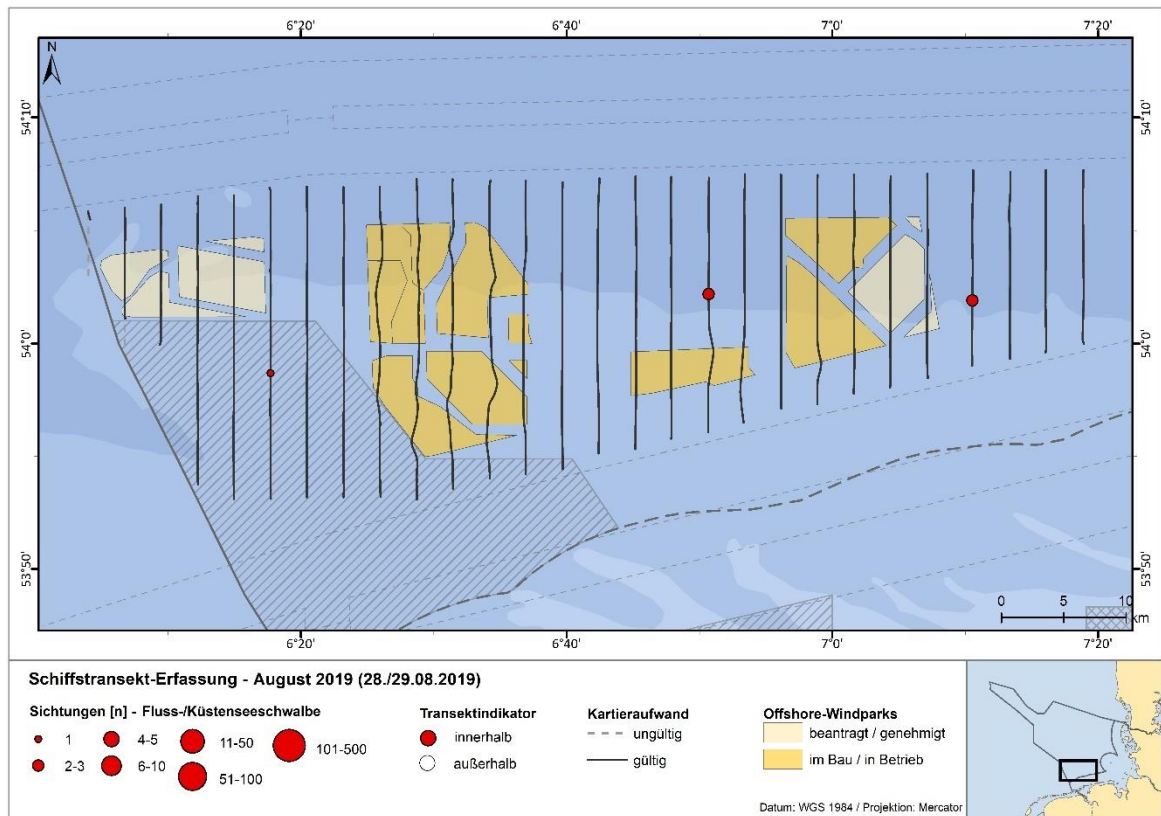


Abb. A. 94 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im August 2019.

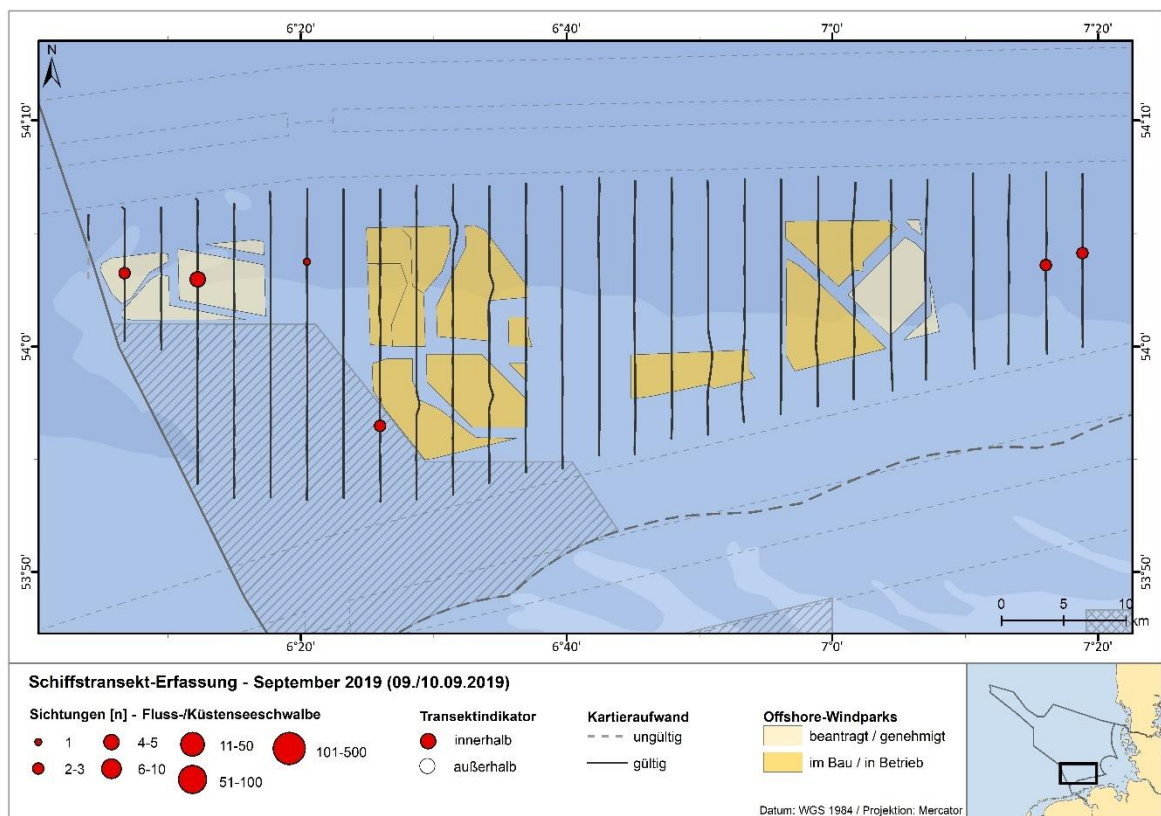


Abb. A. 95 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im September 2019.

Trottellumme (*Uria aalge*)

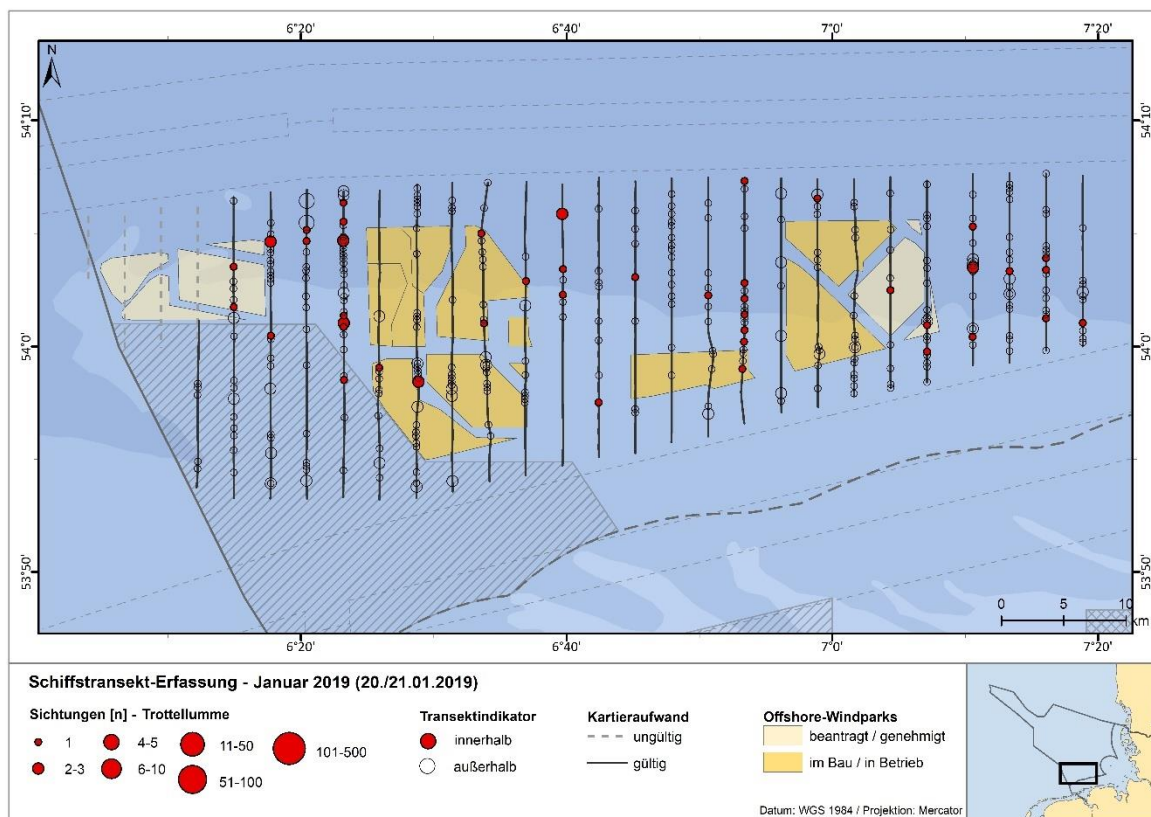


Abb. A. 96 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im Januar 2019.

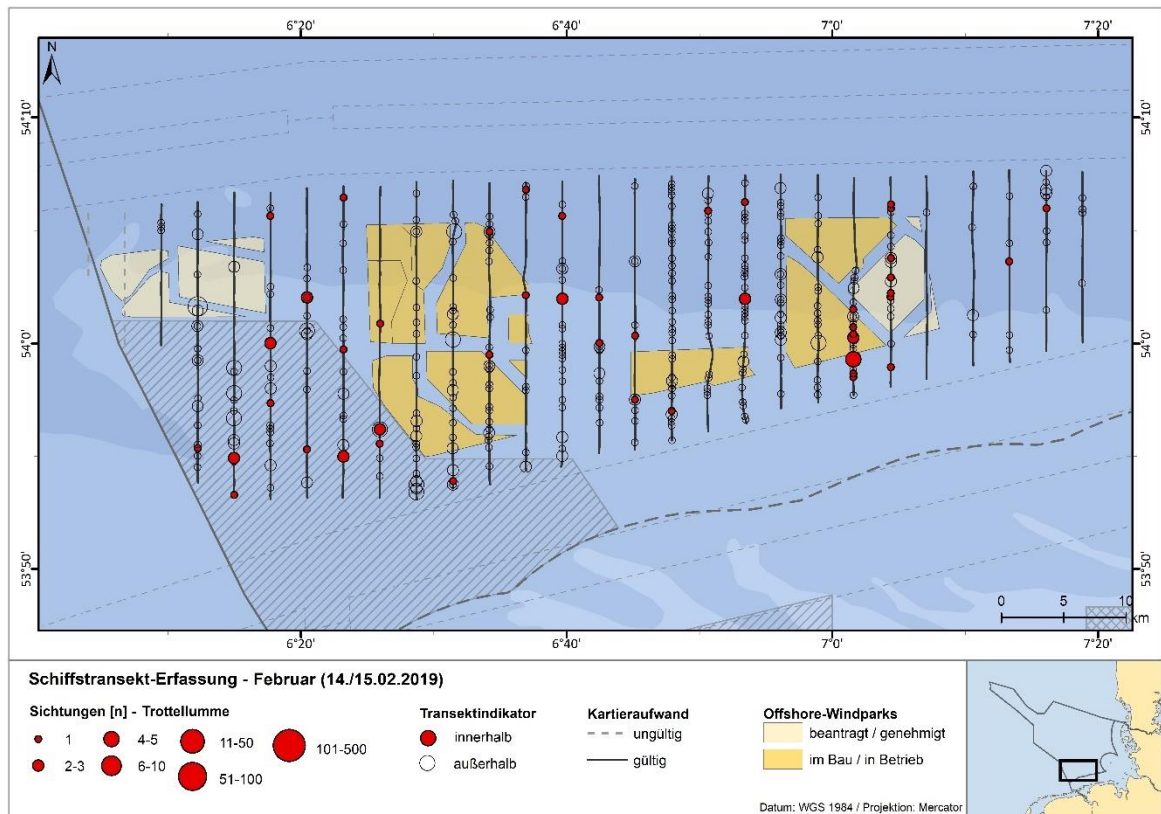


Abb. A. 97 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im Februar 2019.

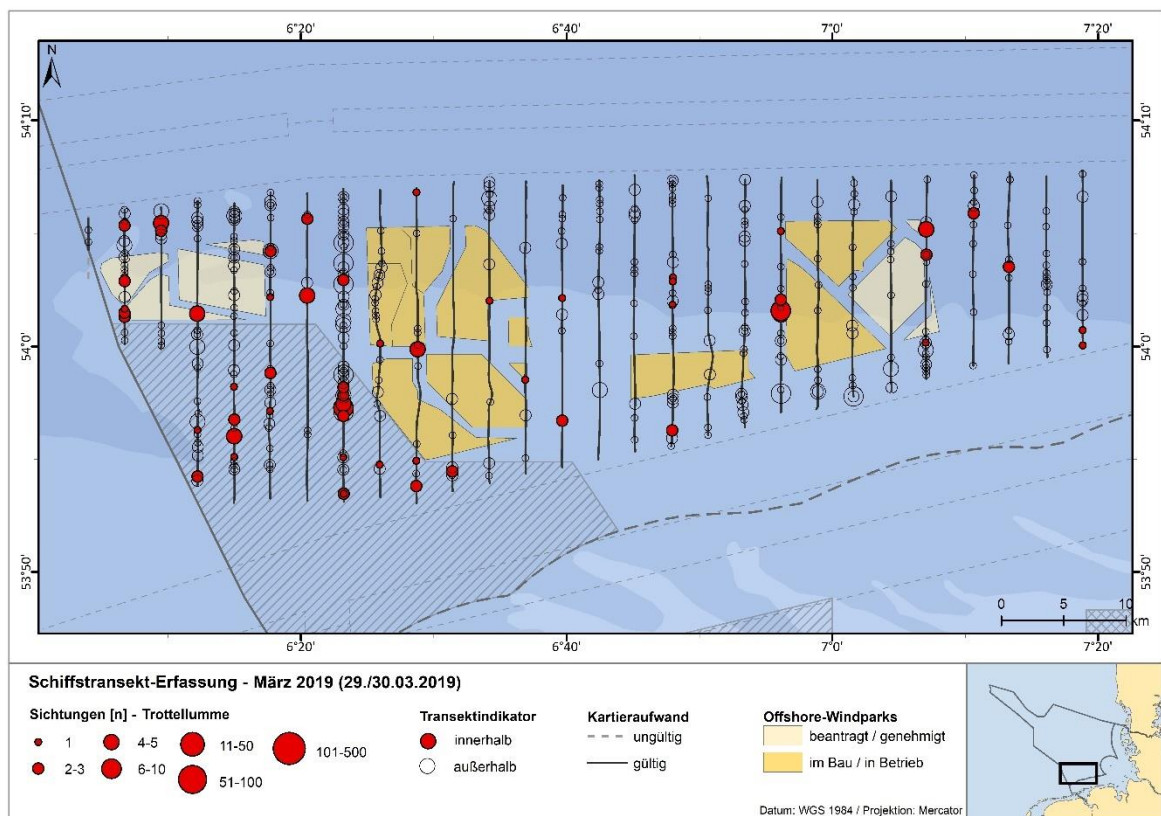


Abb. A. 98 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2019.

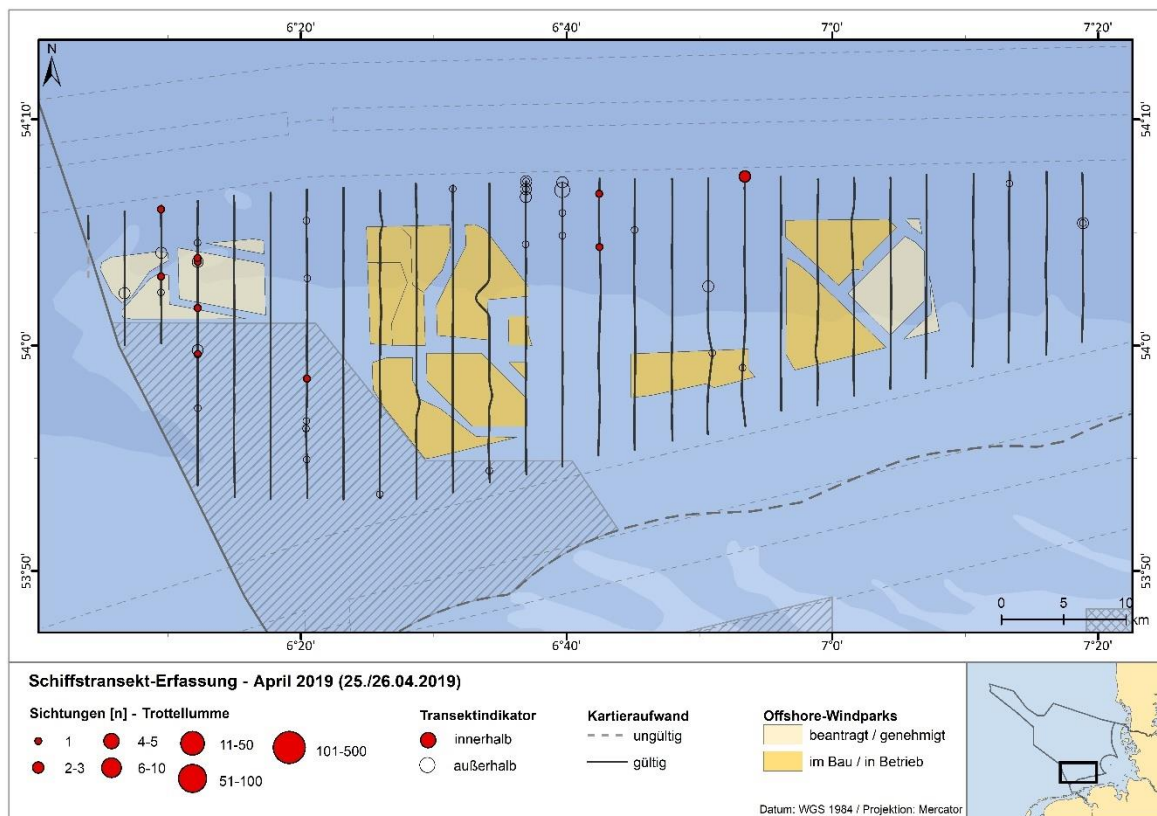


Abb. A. 99 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransekt-Erfassungen im April 2019.

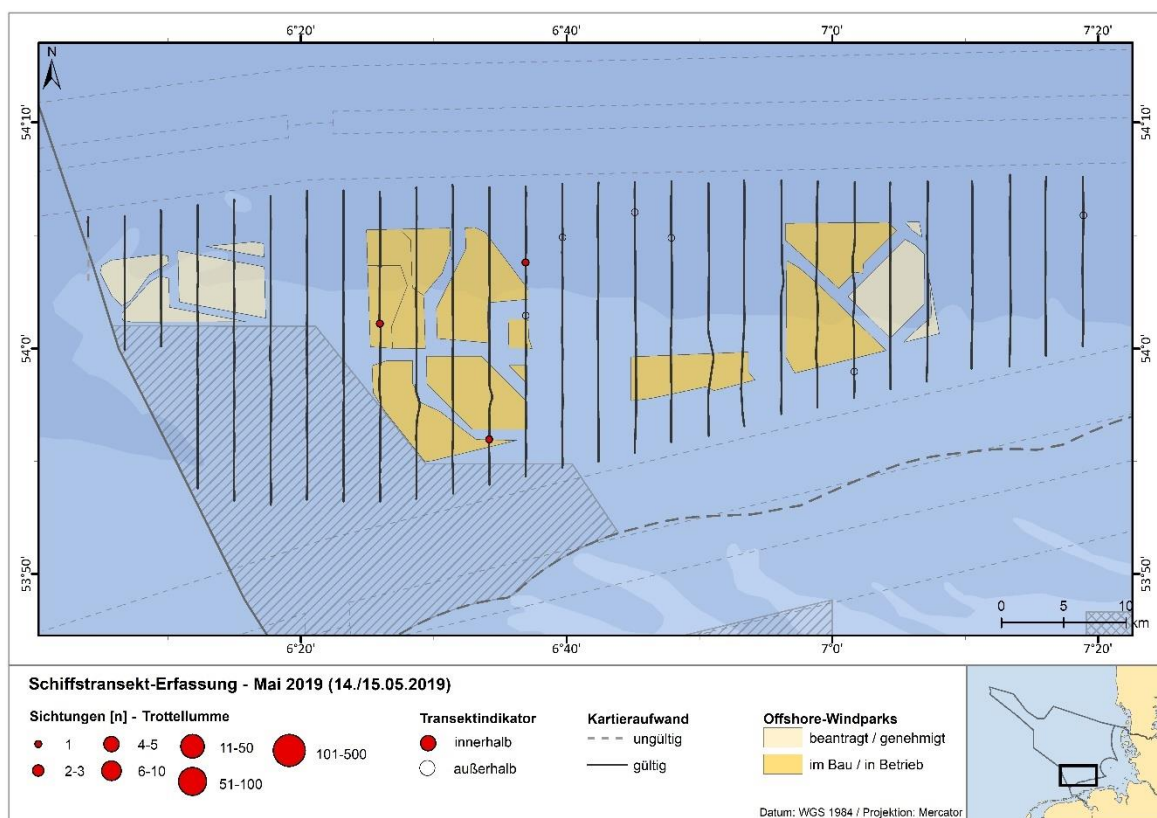


Abb. A. 100 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransekt-Erfassungen im Mai 2019.

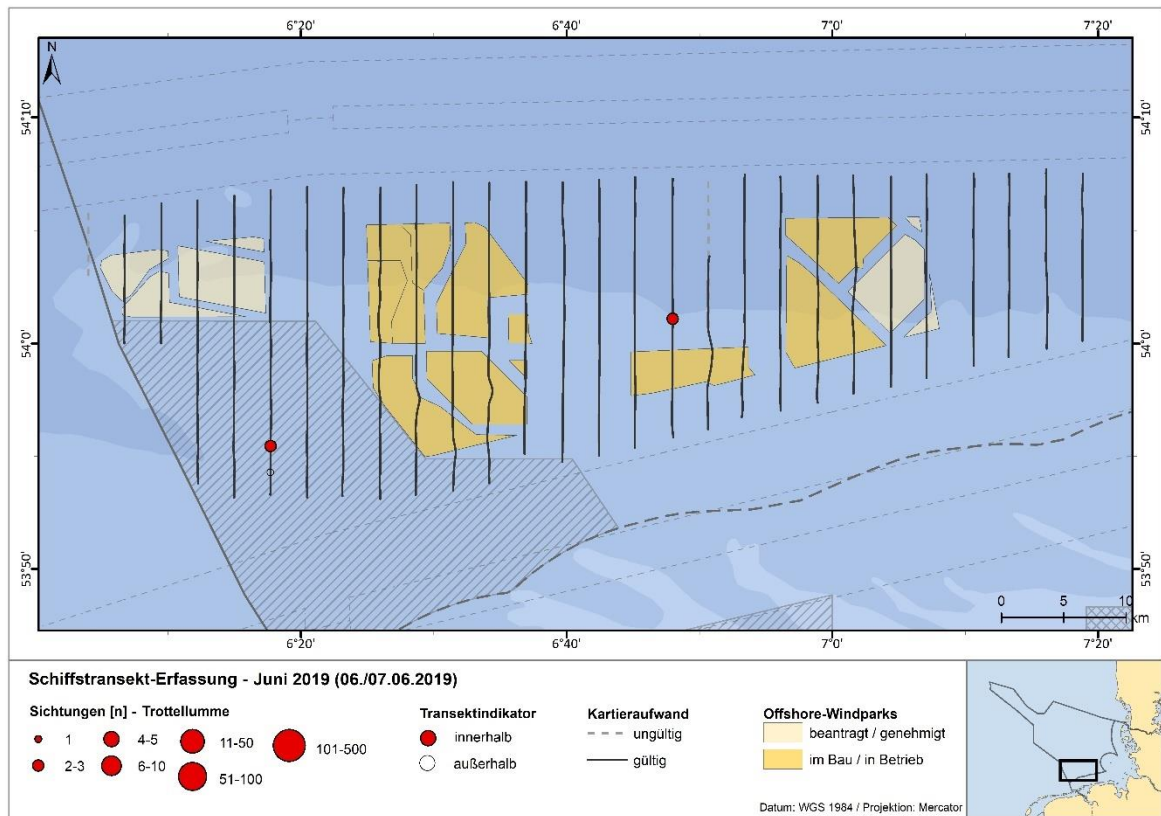


Abb. A. 101 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransekt-Erfassungen im Juni 2019.

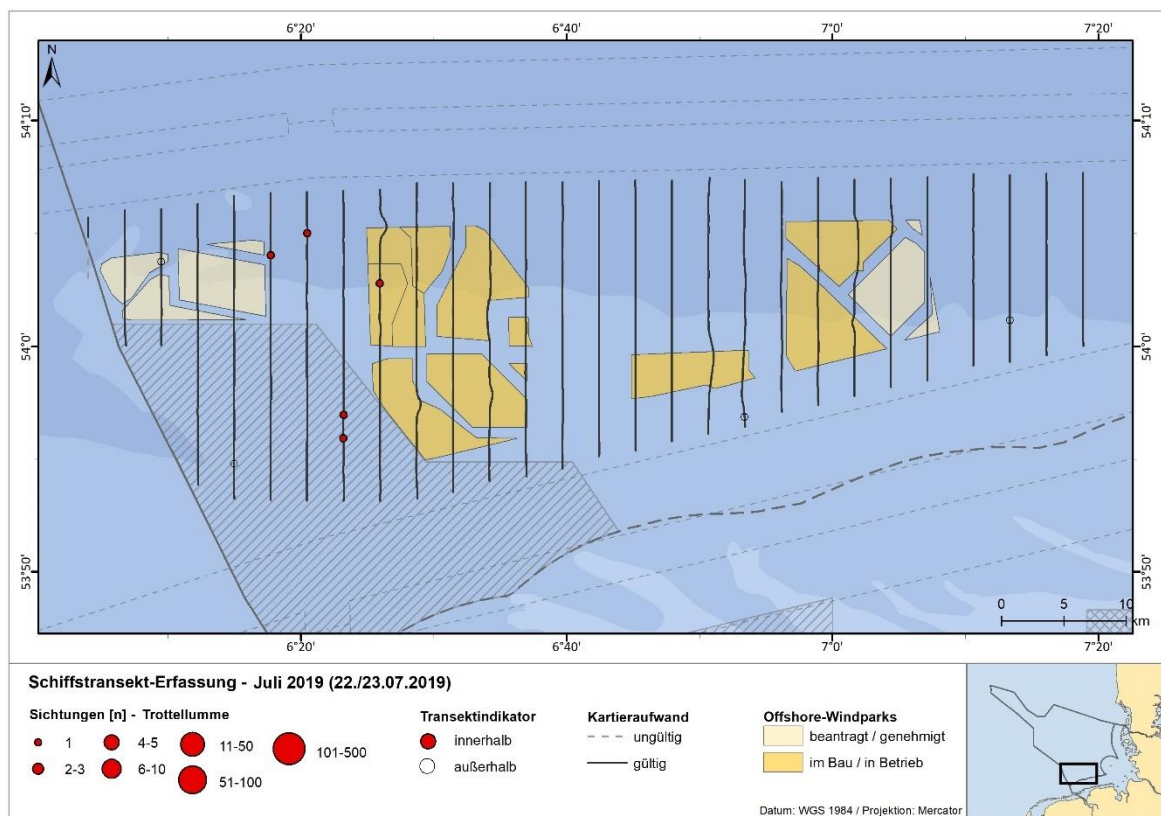


Abb. A. 102 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransekt-Erfassungen im Juli 2019.

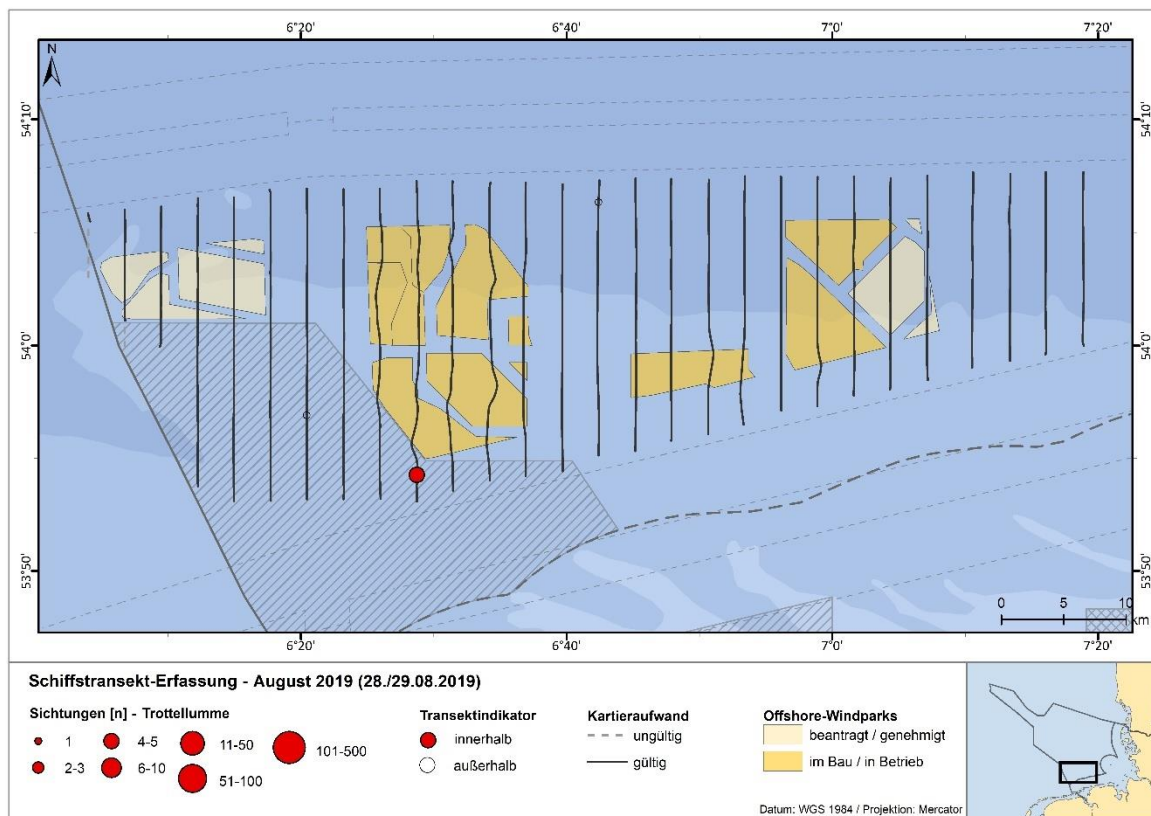


Abb. A. 103 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im August 2019.

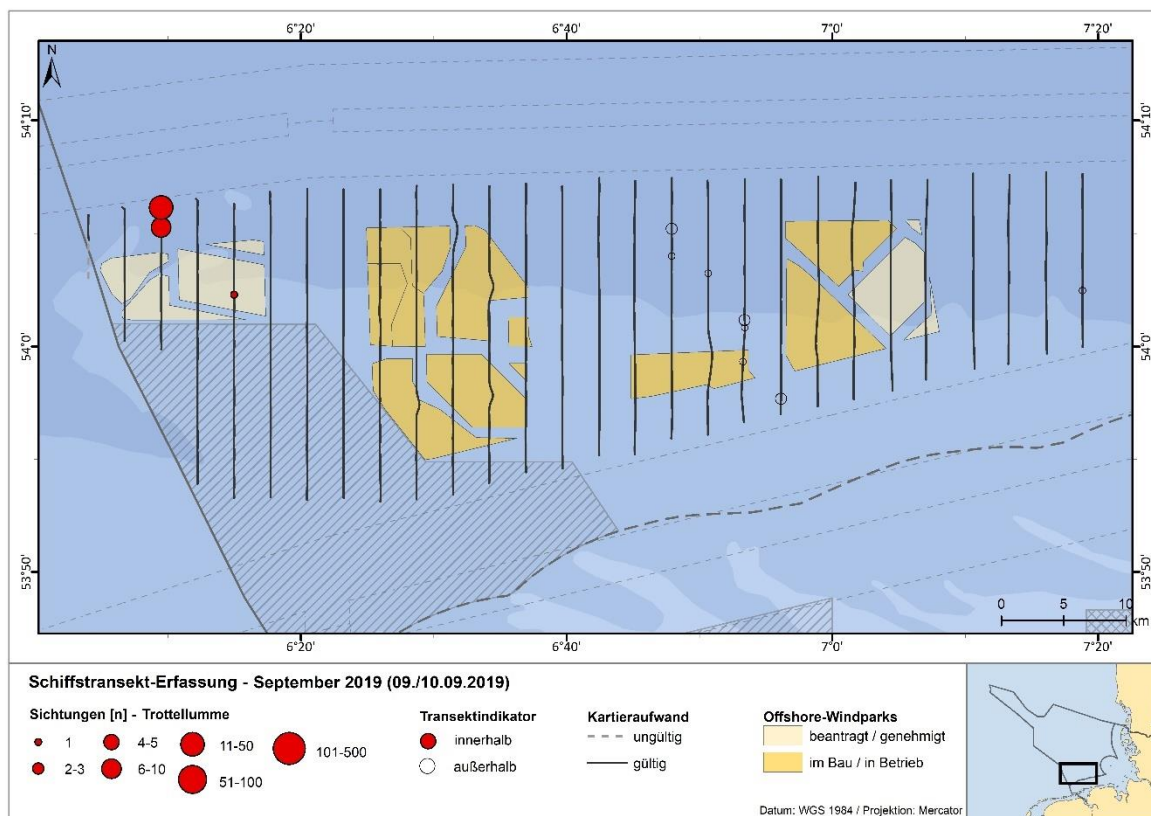


Abb. A. 104 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im September 2019.

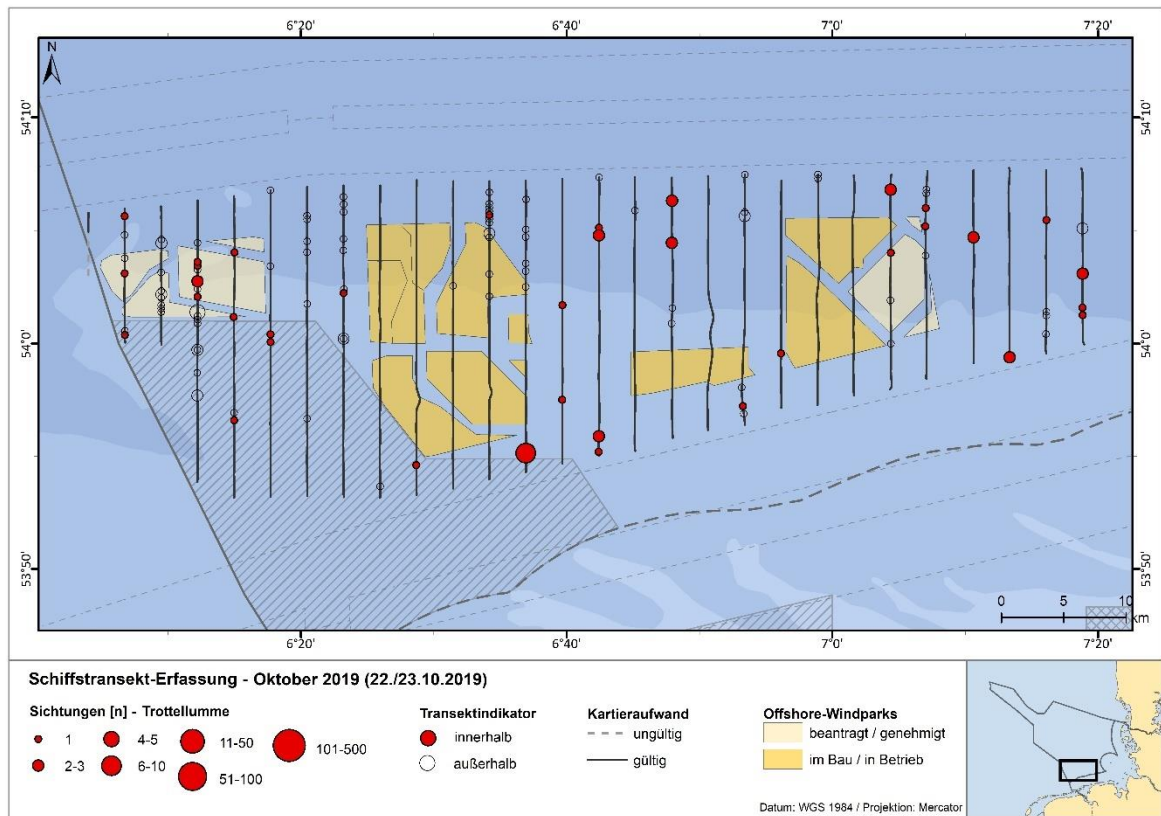


Abb. A. 105 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im Oktober 2019.

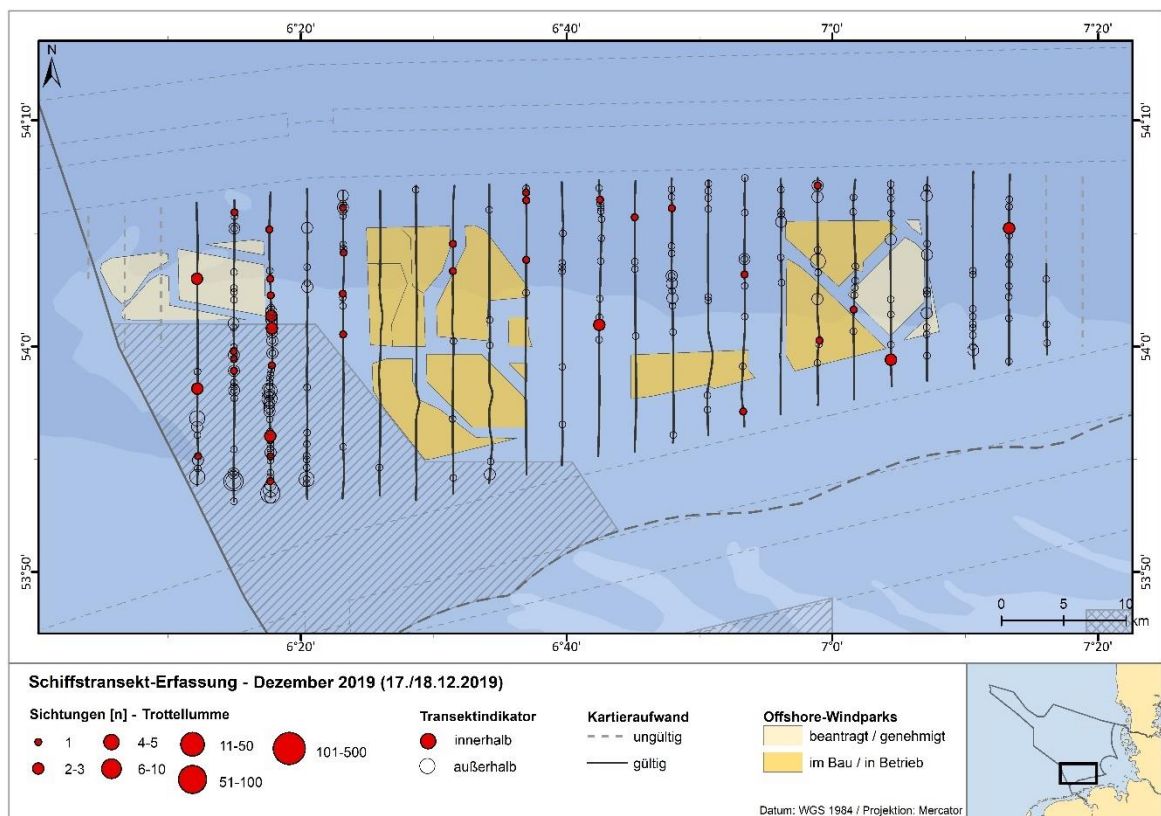


Abb. A. 106 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember (1. Fahrt) 2019.

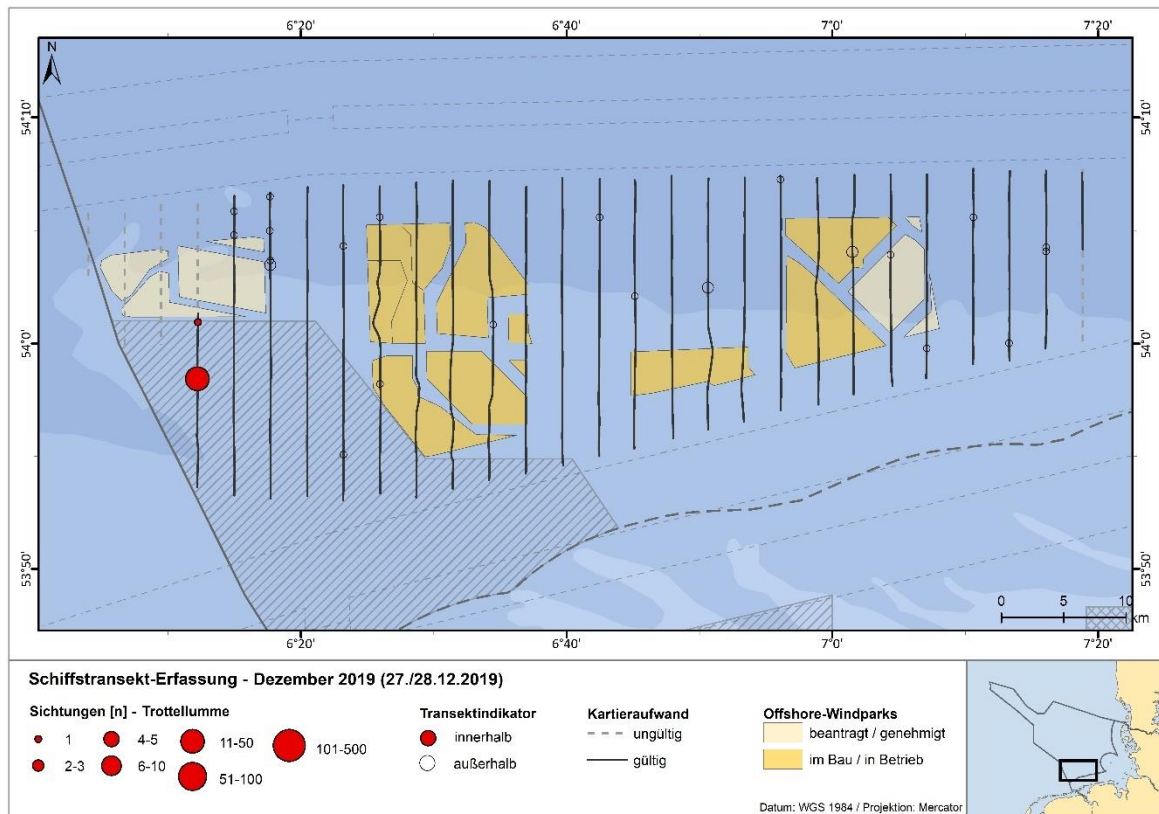


Abb. A. 107 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransekt-Erfassungen im Dezember (2. Fahrt) 2019.

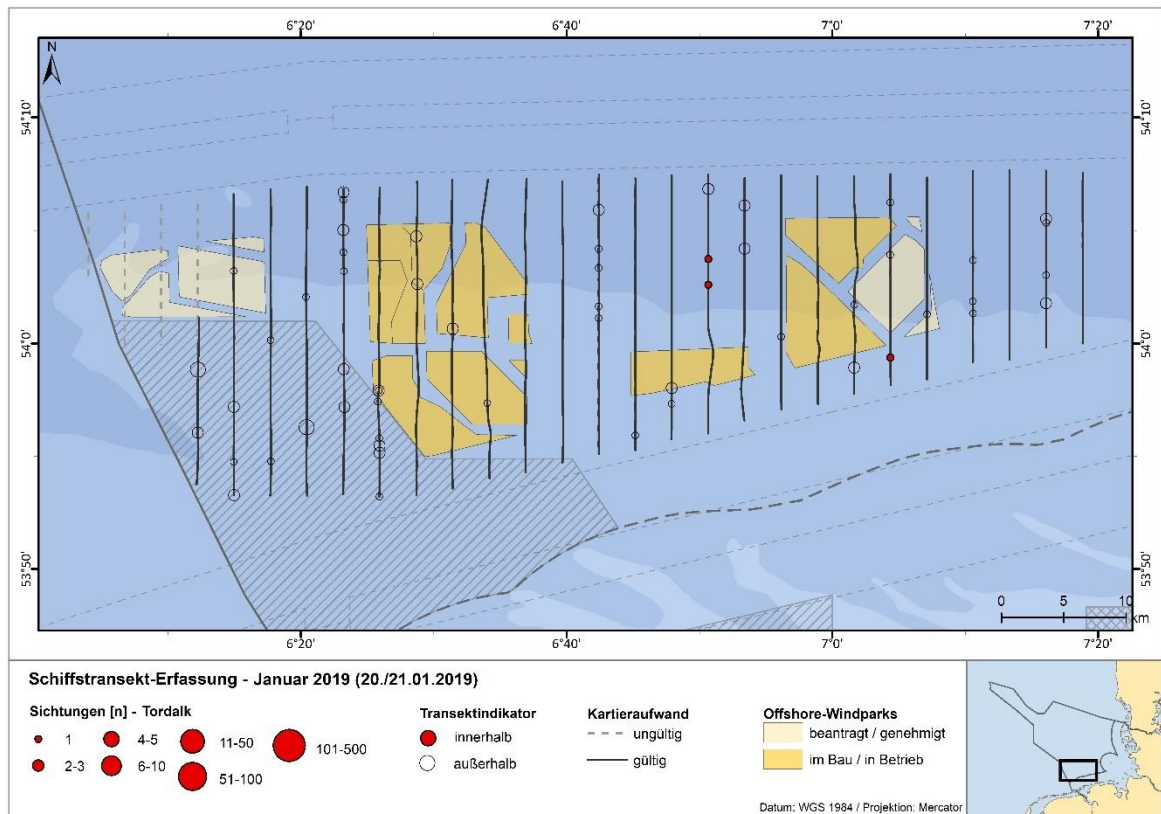
Tordalk (Alca torda)

Abb. A. 108 Sichtungen der Tordalken nach Schiffstransect-Erfassungen im Januar 2019.

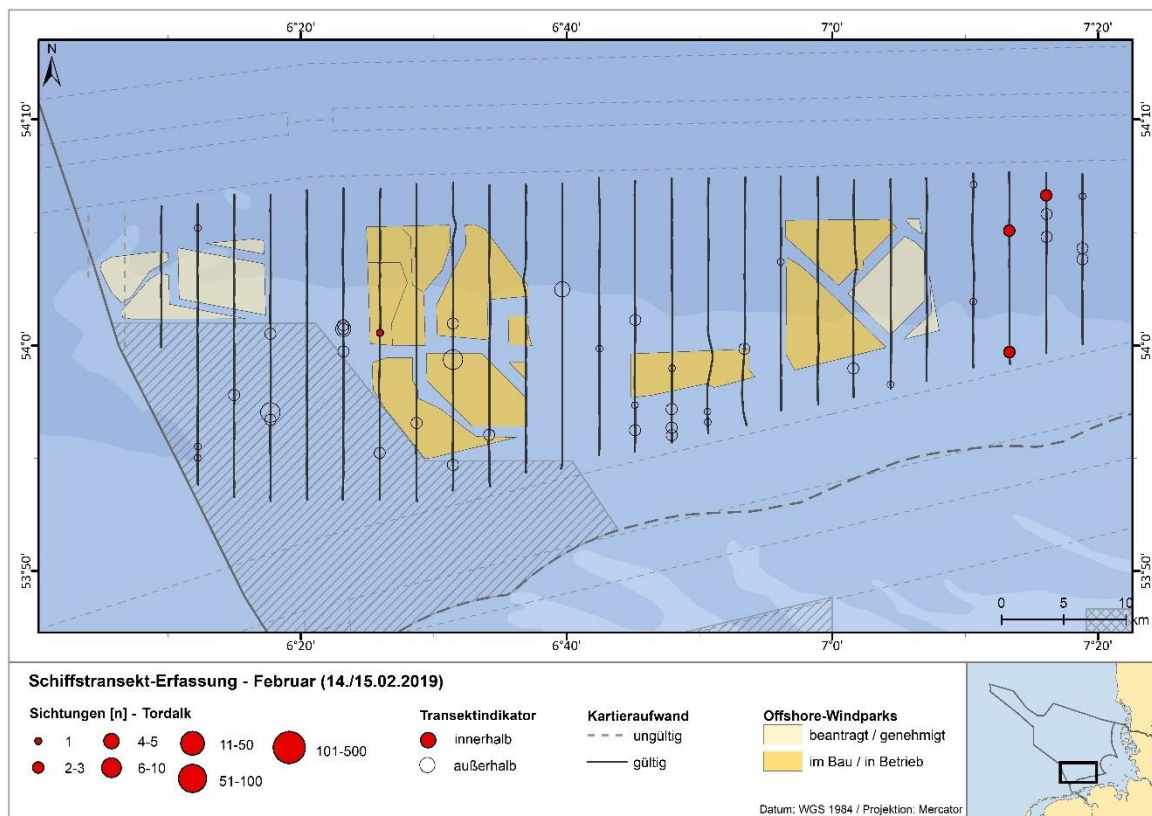


Abb. A. 109 Sichtungen der Tordalken nach Schiffstransect-Erfassungen im Februar 2019.

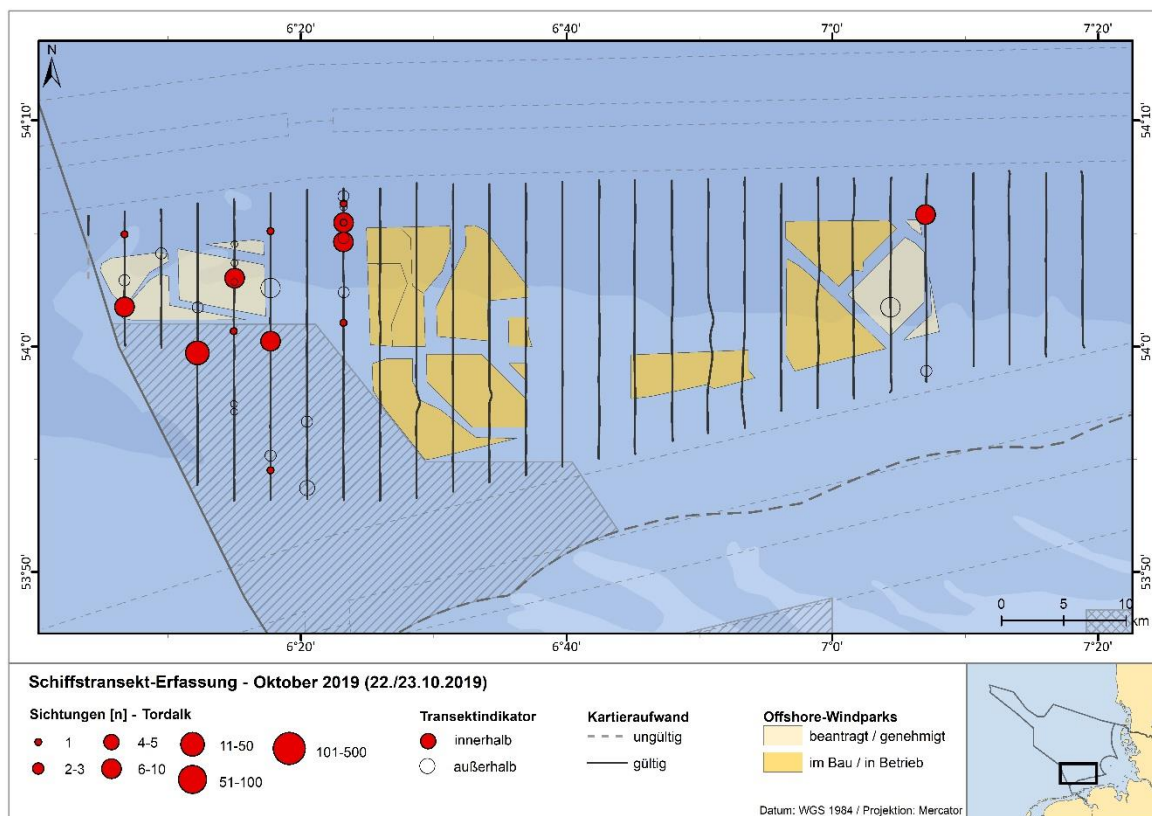


Abb. A. 110 Sichtungen der Tordalken nach Schiffstransect-Erfassungen im Oktober 2019.

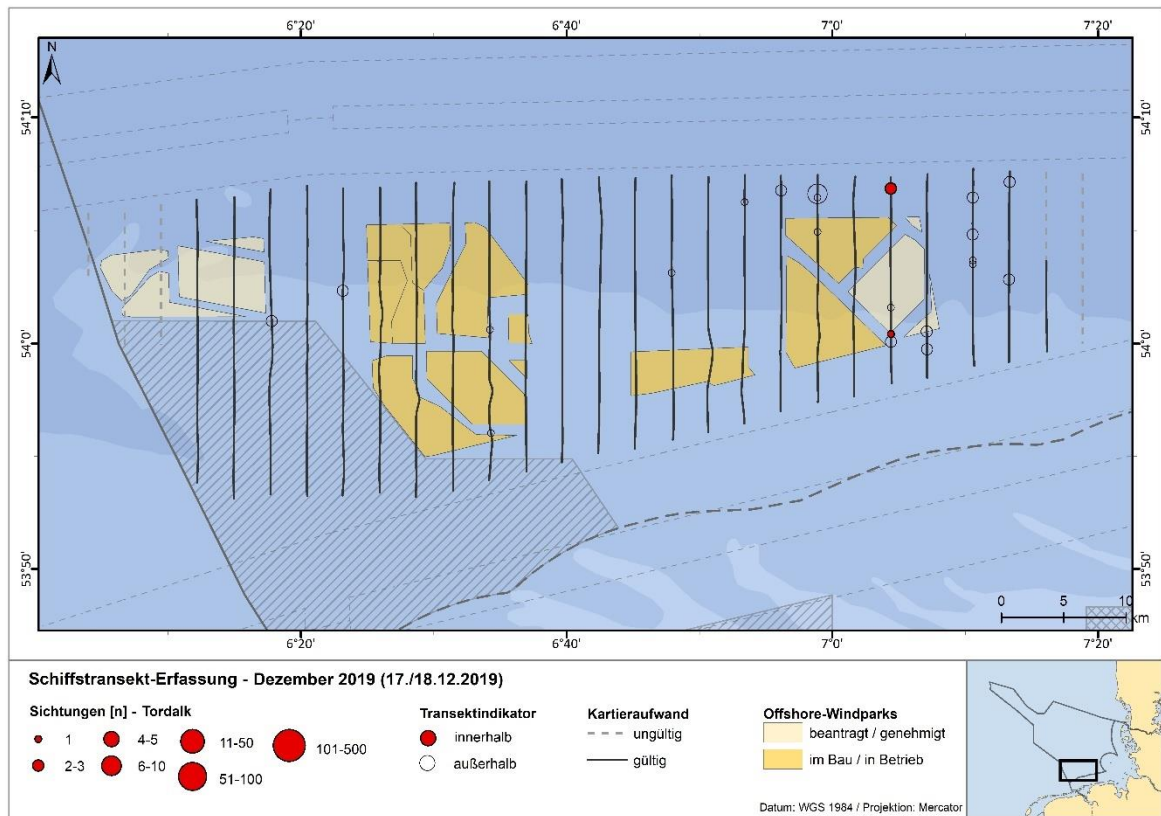


Abb. A. 111 Sichtungen der Tordalken nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember (1. Fahrt) 2019.

A.3.4 Punktsichtungskarten Flugtransekt-Erfassungen

Seetaucher (Gavia sp.)

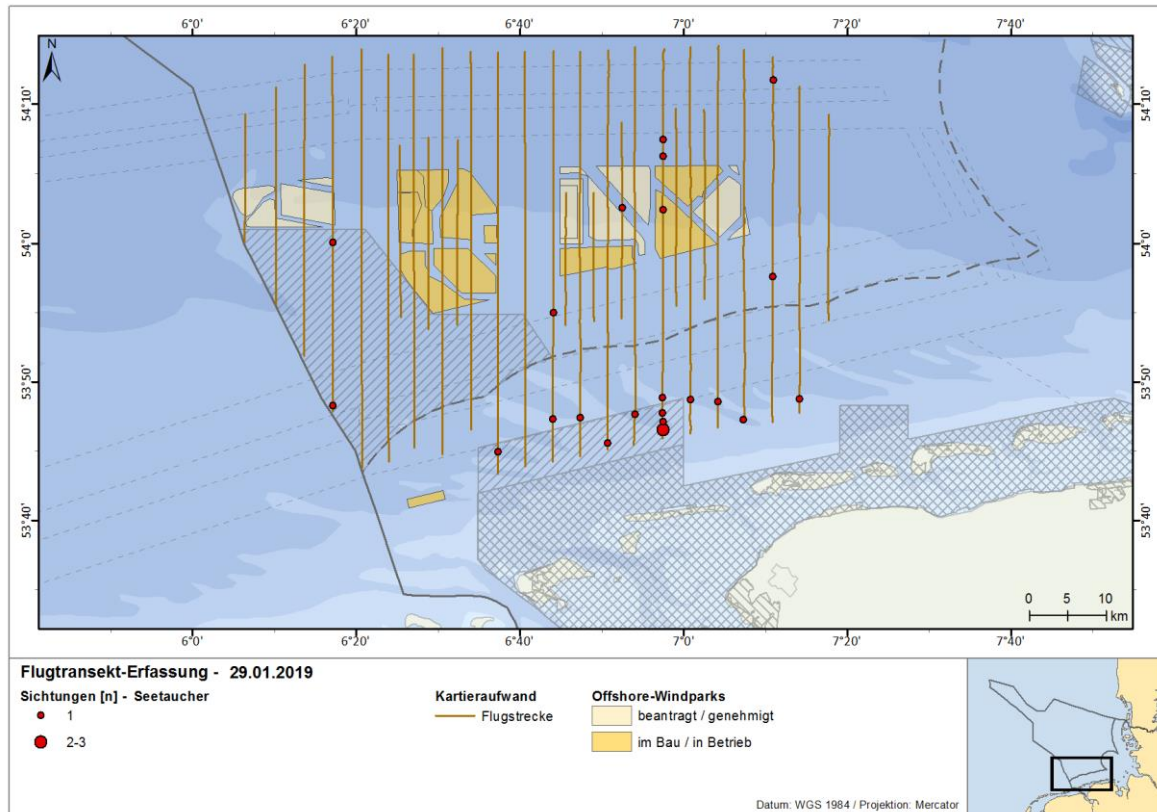


Abb. A. 112 Sichtungen der Seetaucher nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2019

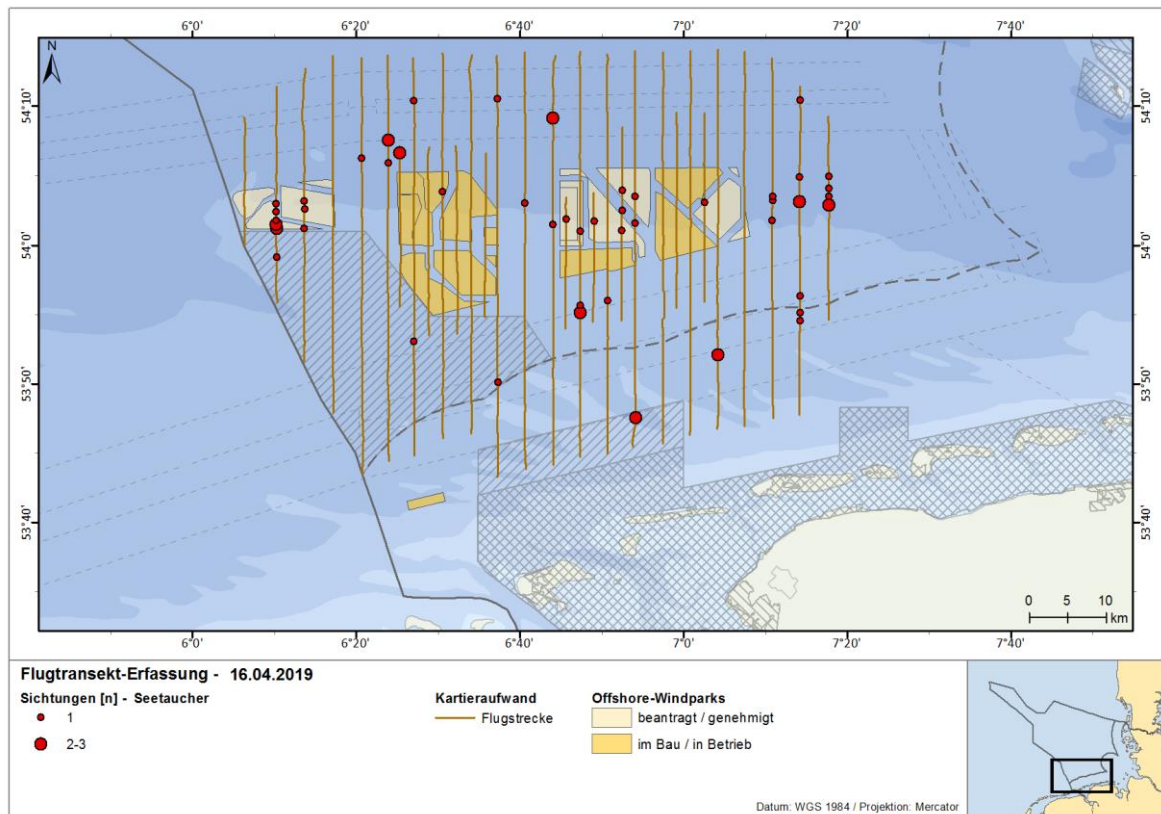


Abb. A. 113 Sichtungen der Seetaucher nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2019

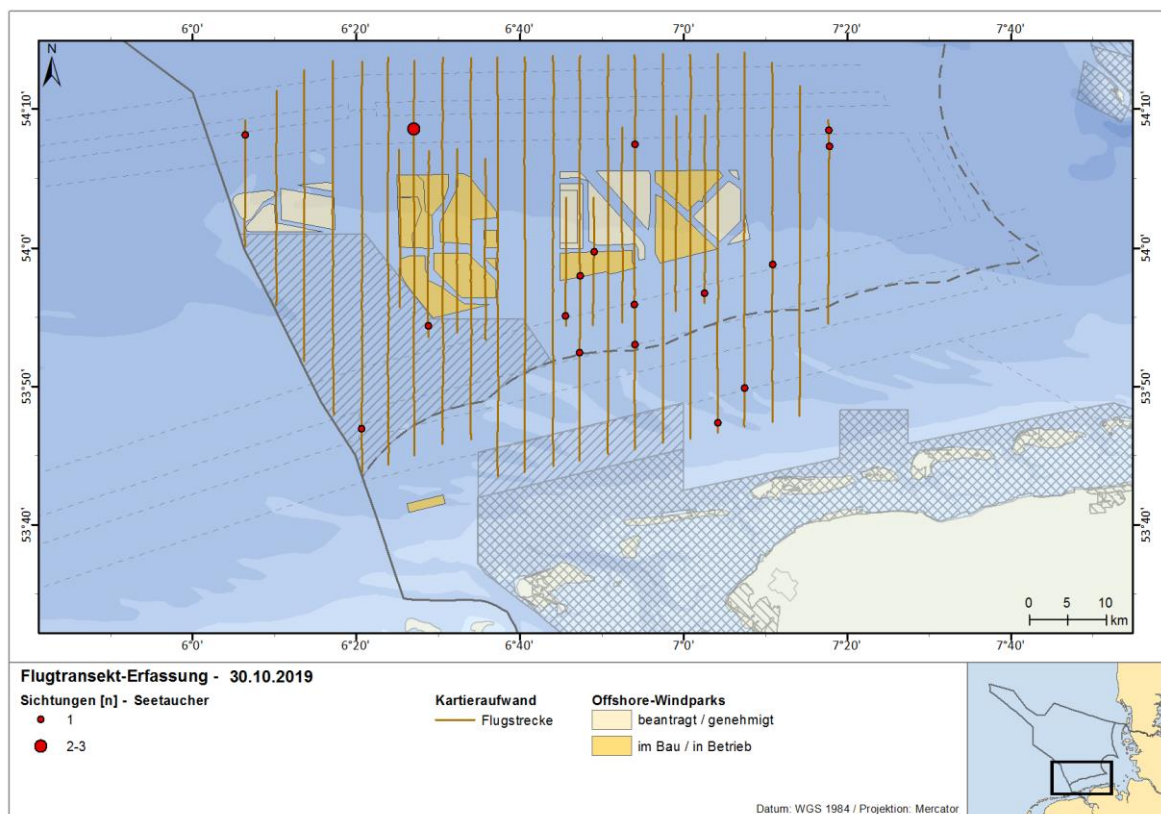


Abb. A. 114 Sichtungen der Seetaucher nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2019.

Eissturmvoegel (*Fulmarus glacialis*)

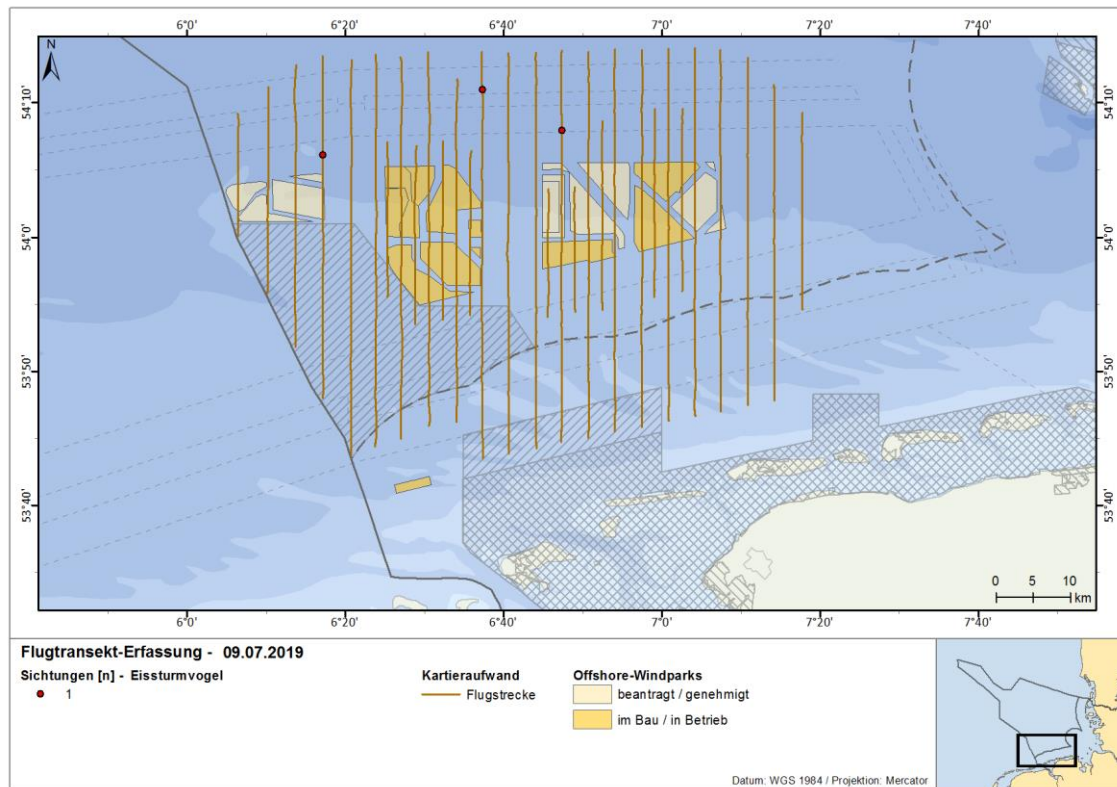


Abb. A. 115 Sichtungen des Eissturmvogels nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2019.

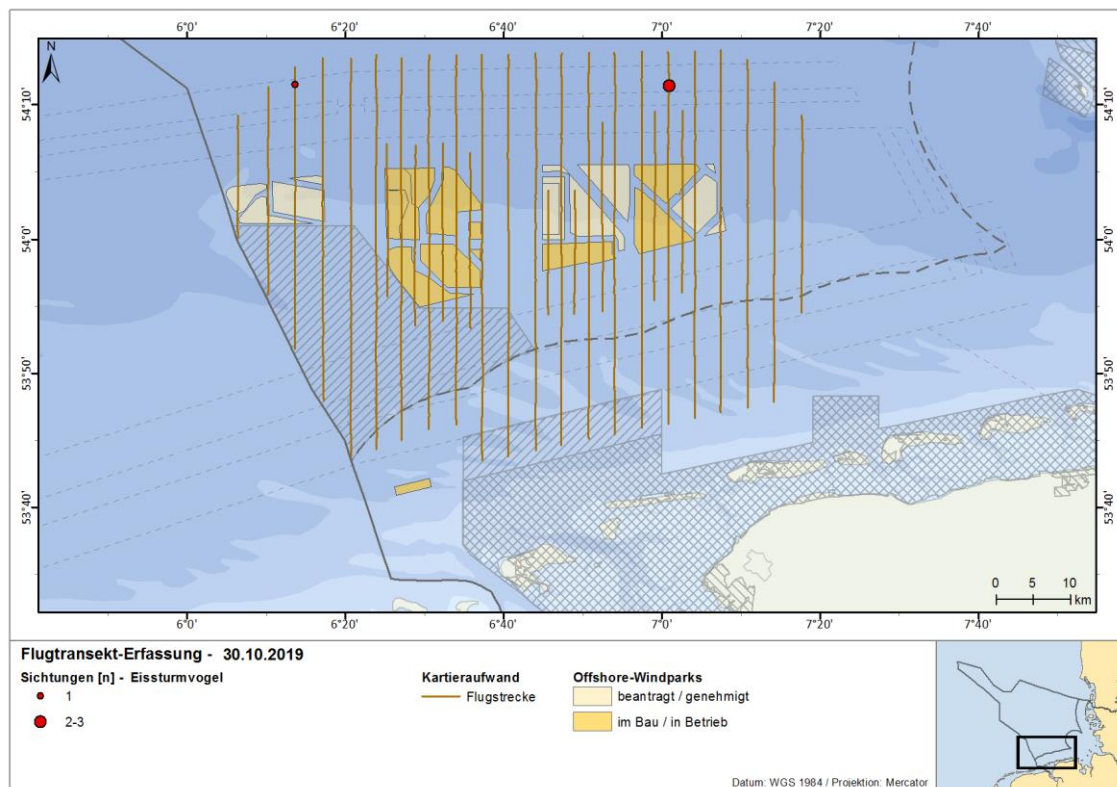


Abb. A. 116 Sichtungen des Eissturmvogels nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2019.

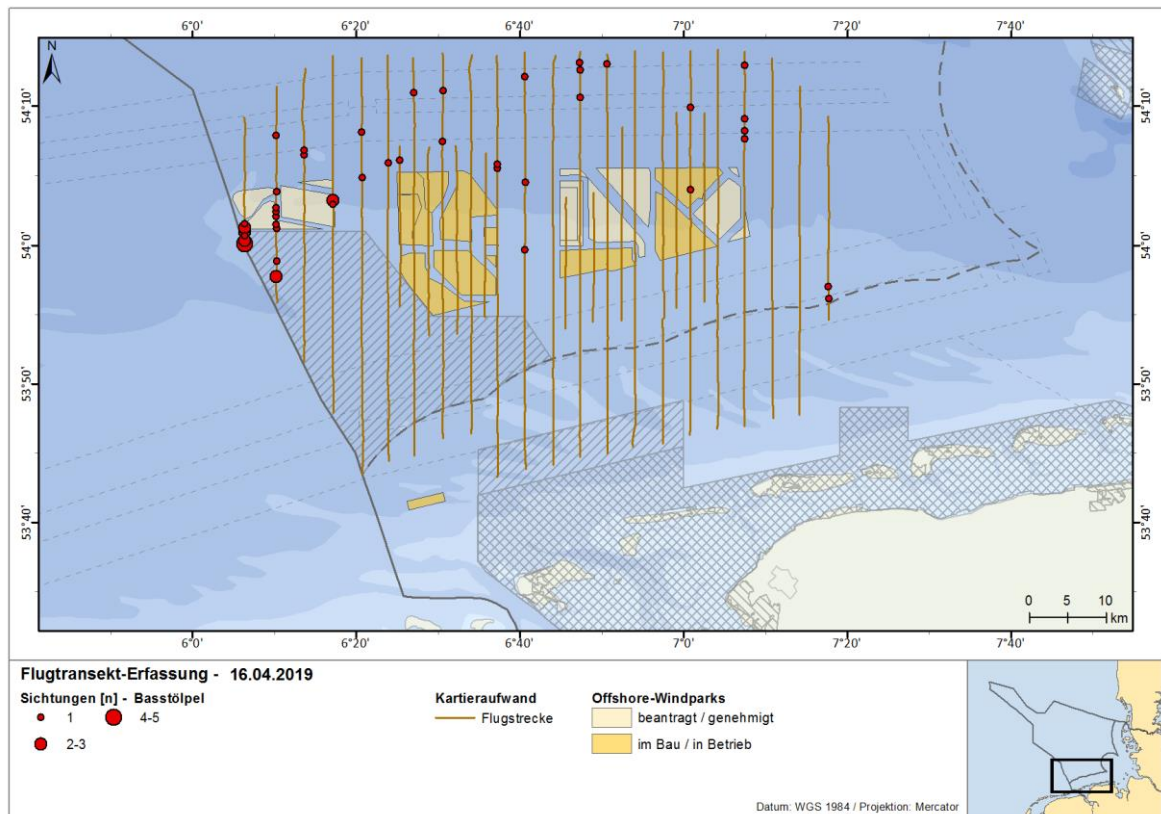
Basstölpel (*Morus bassanus*)

Abb. A. 117 Sichtungen der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2019

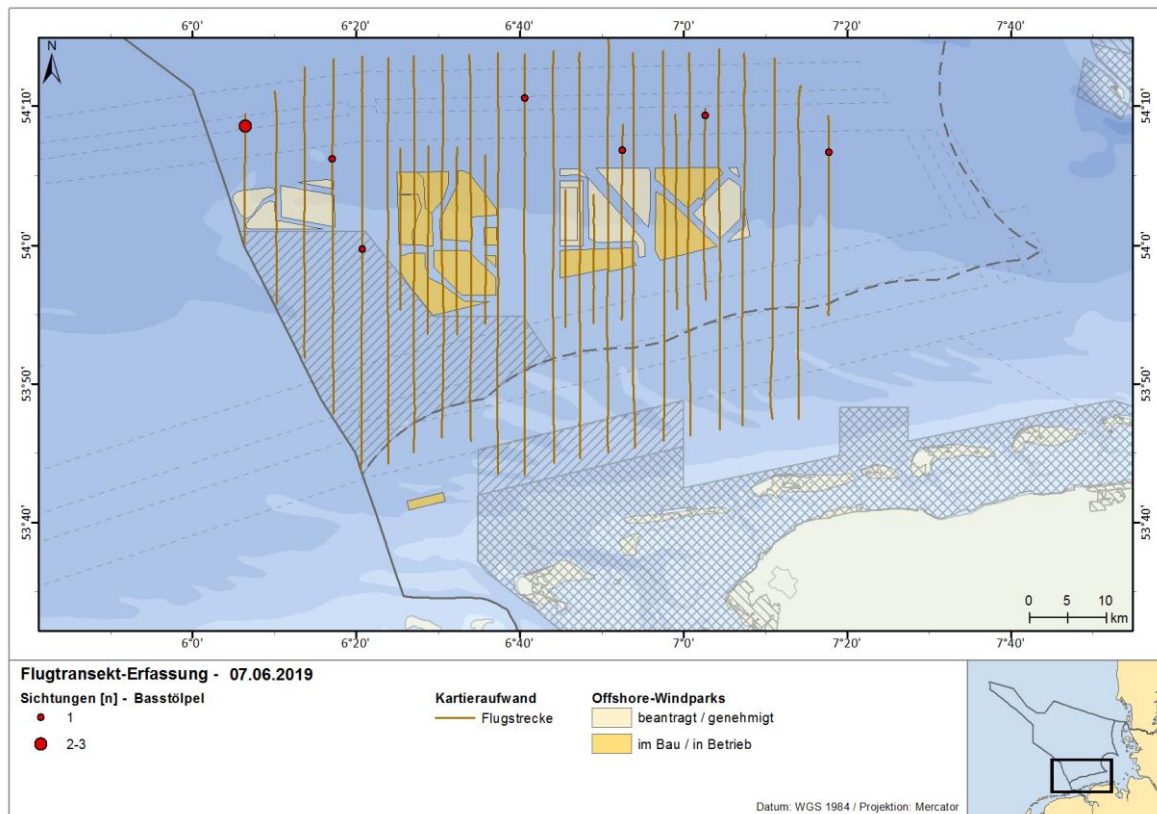


Abb. A. 118 Sichtungen der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen im Juni 2019

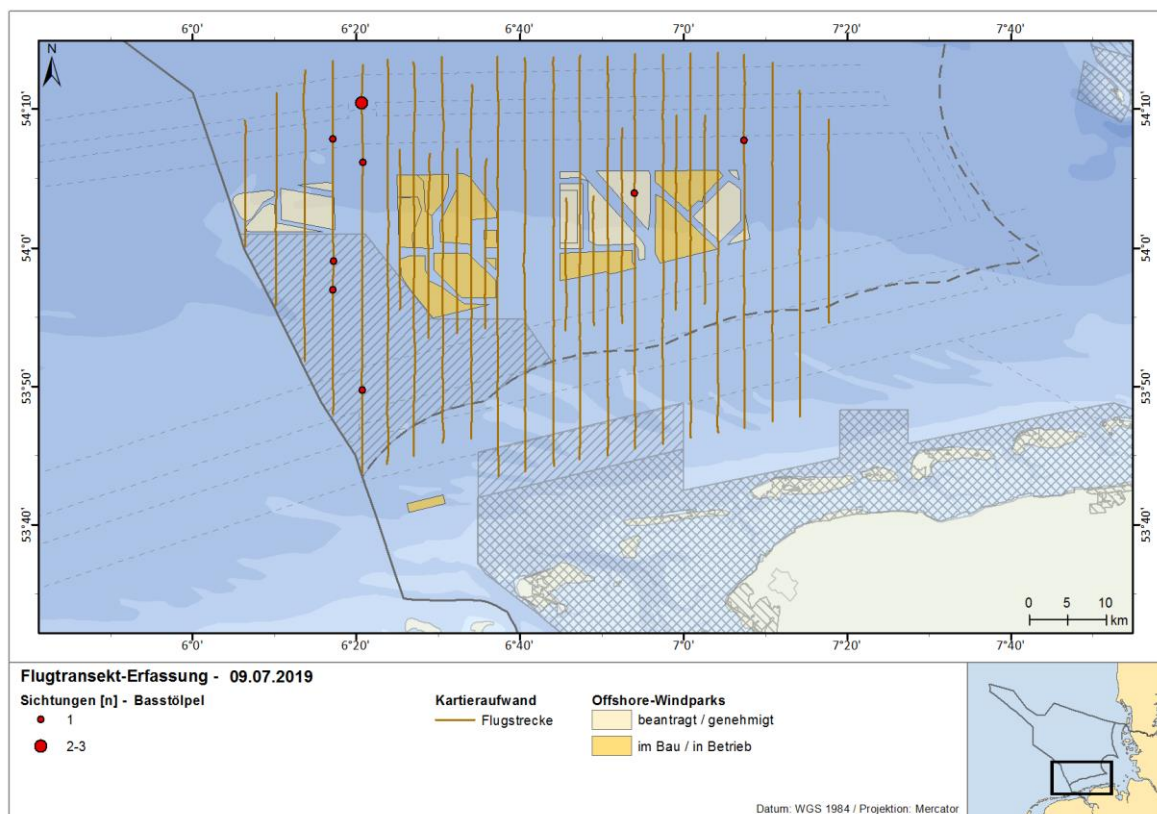


Abb. A. 119 Sichtungen der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2019

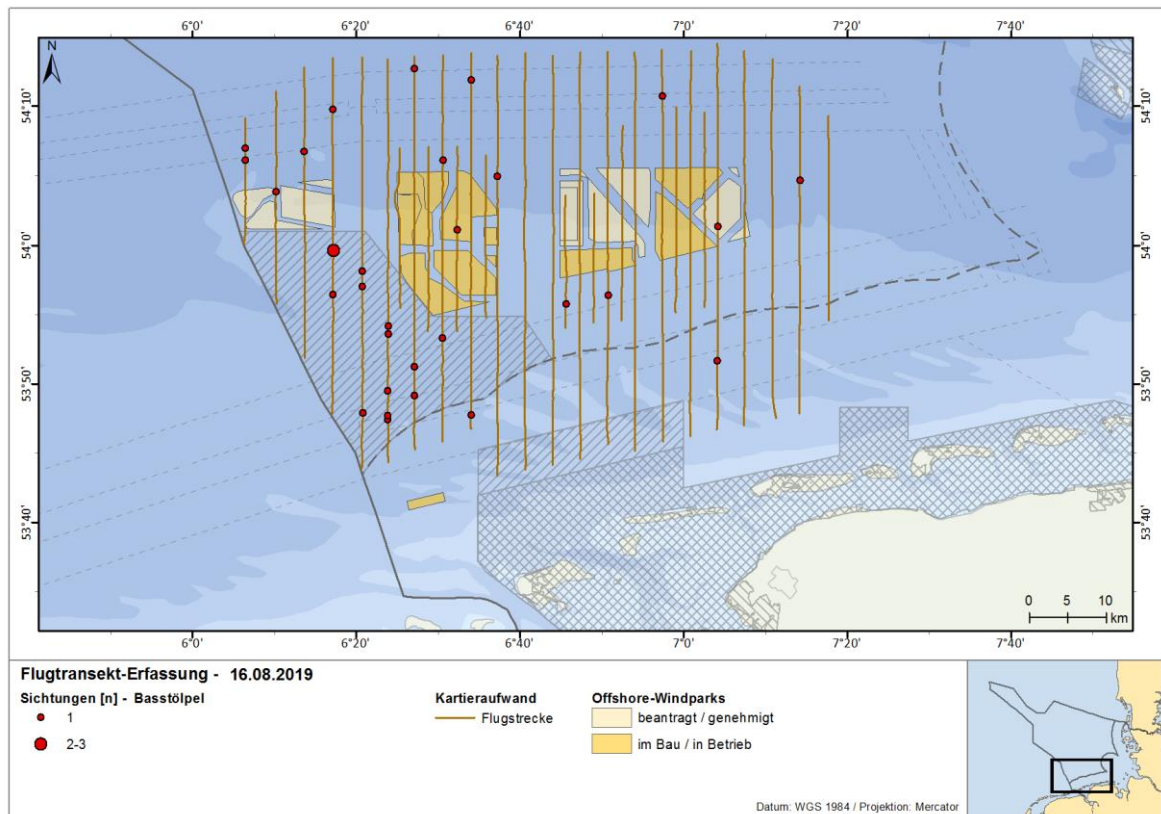


Abb. A. 120 Sichtungen der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen am 16. August 2019

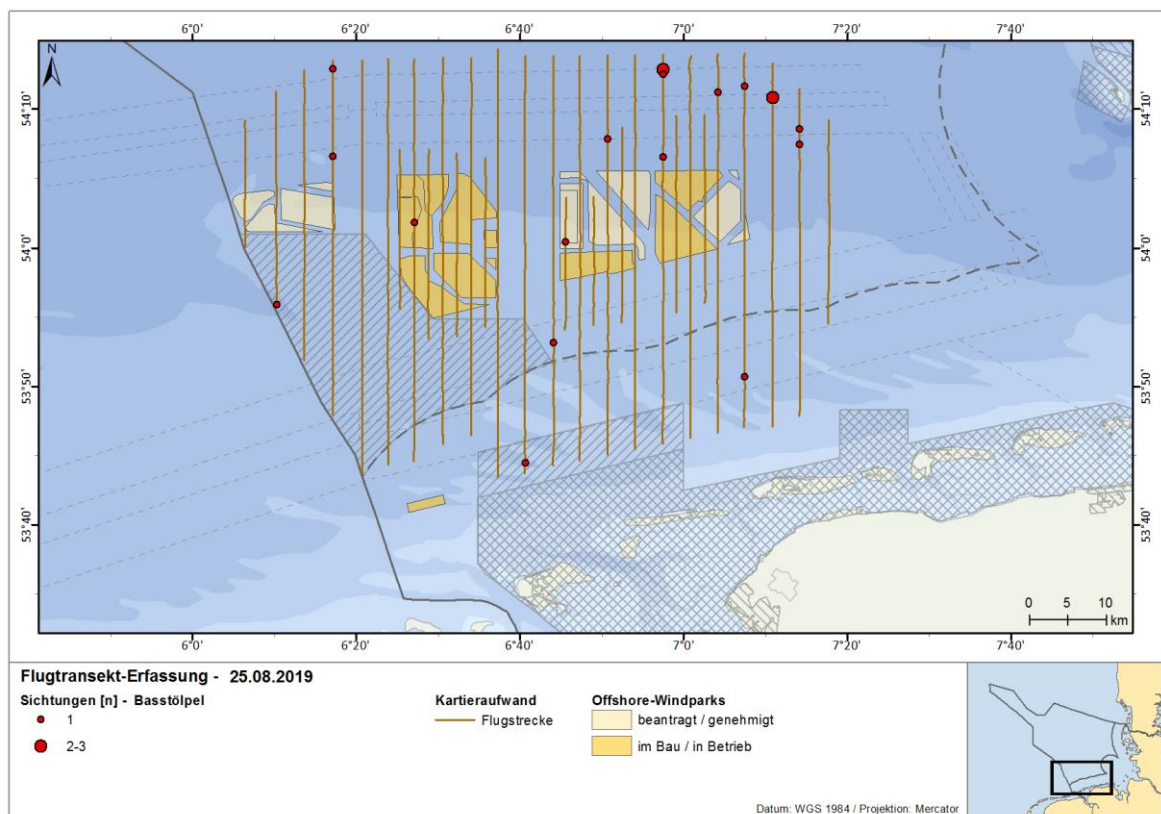


Abb. A. 121 Sichtungen der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen am 25. August 2019

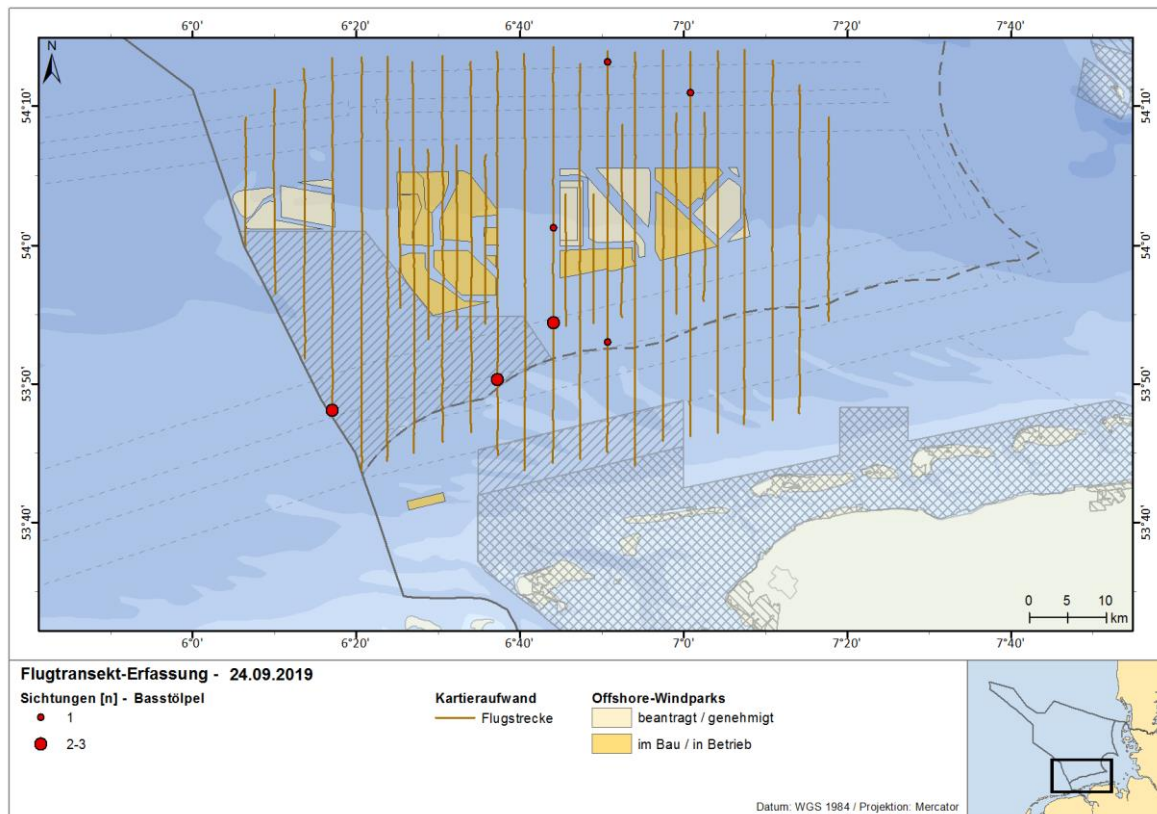


Abb. A. 122 Sichtungen der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2019

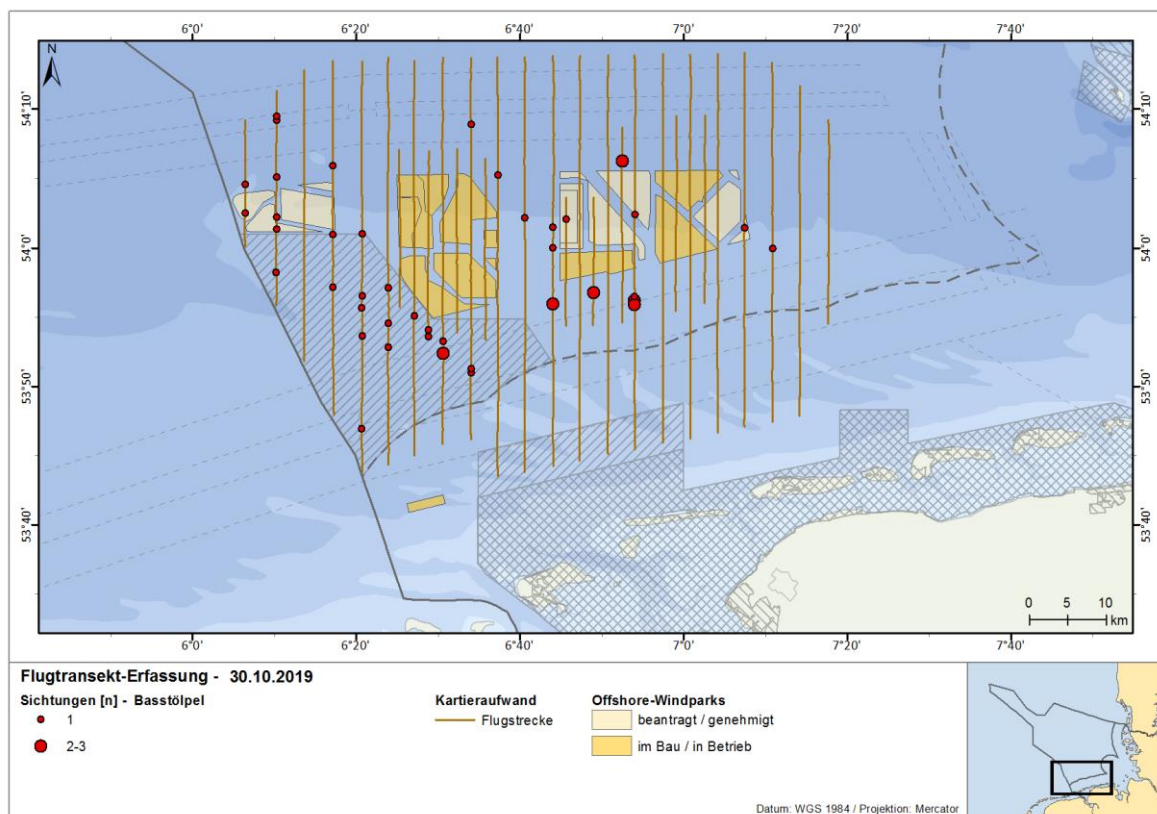


Abb. A. 123 Sichtungen der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2019

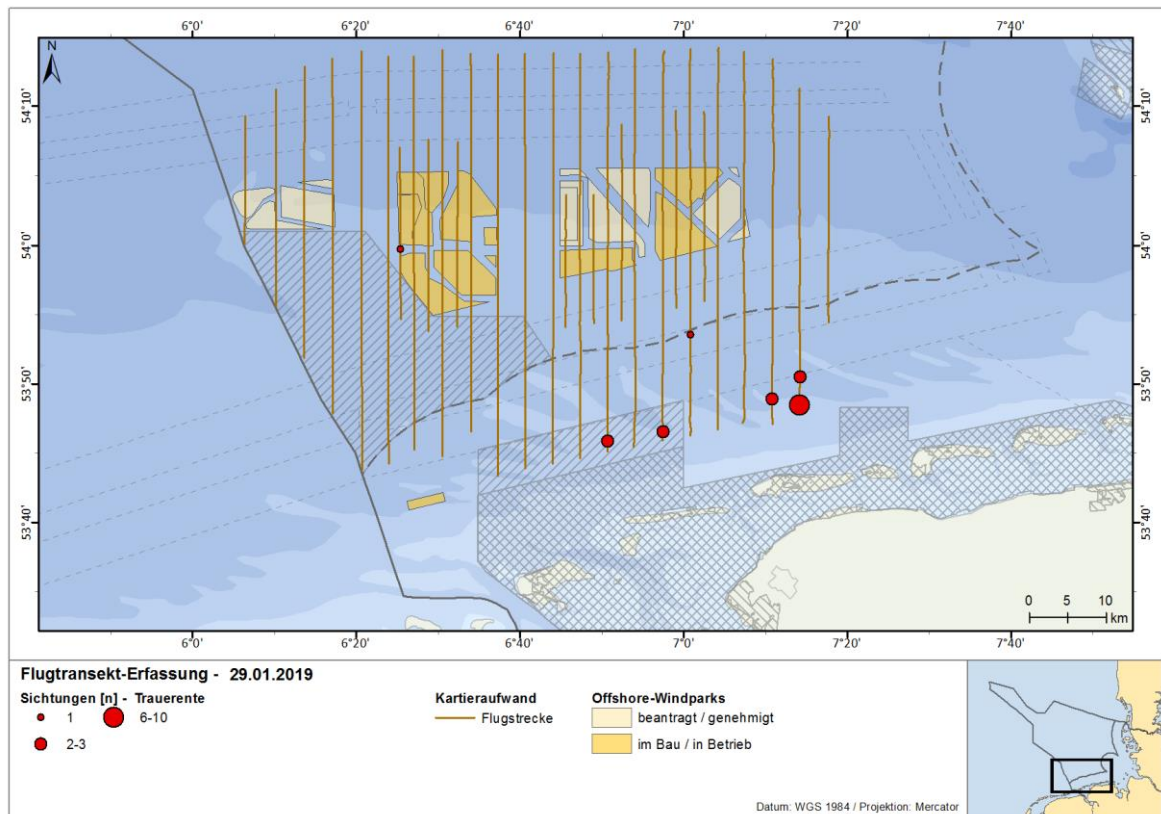
Trauerente (Melanitta nigra)

Abb. A. 124 Sichtungen der Trauerenten nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2019

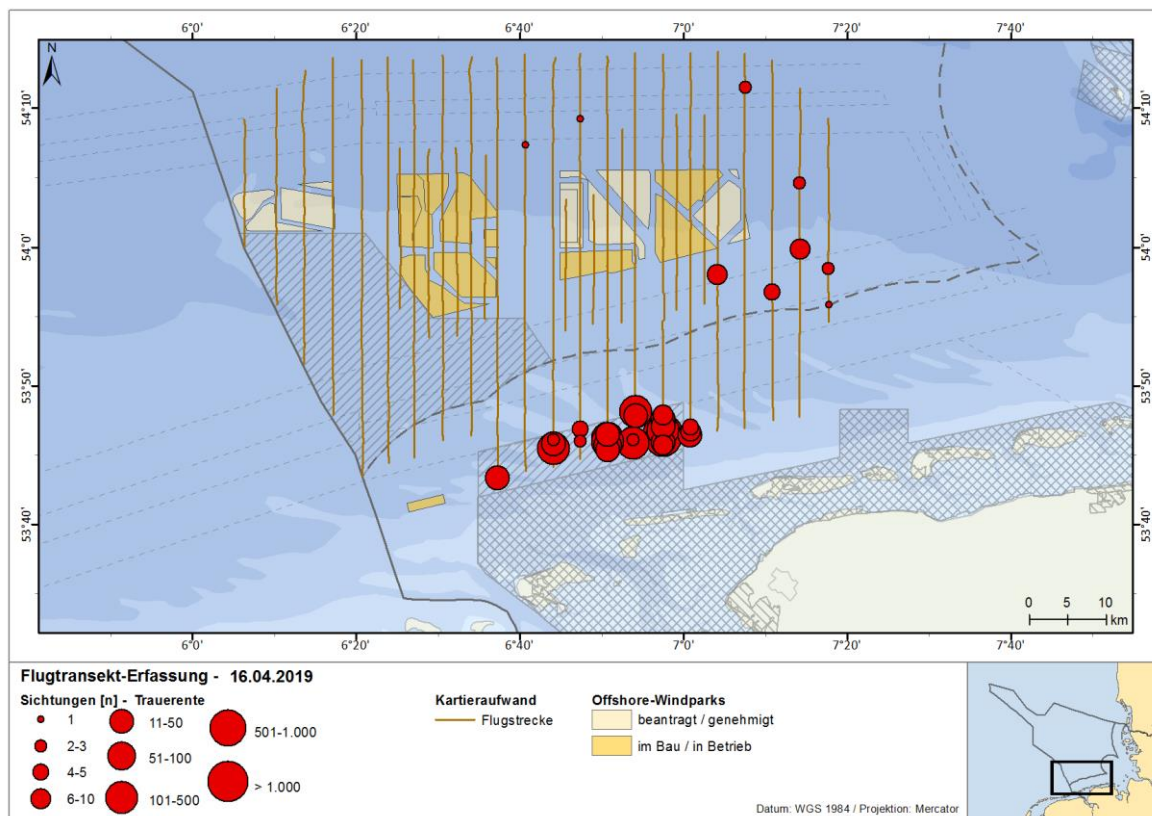


Abb. A. 125 Sichtungen der Trauerenten nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2019

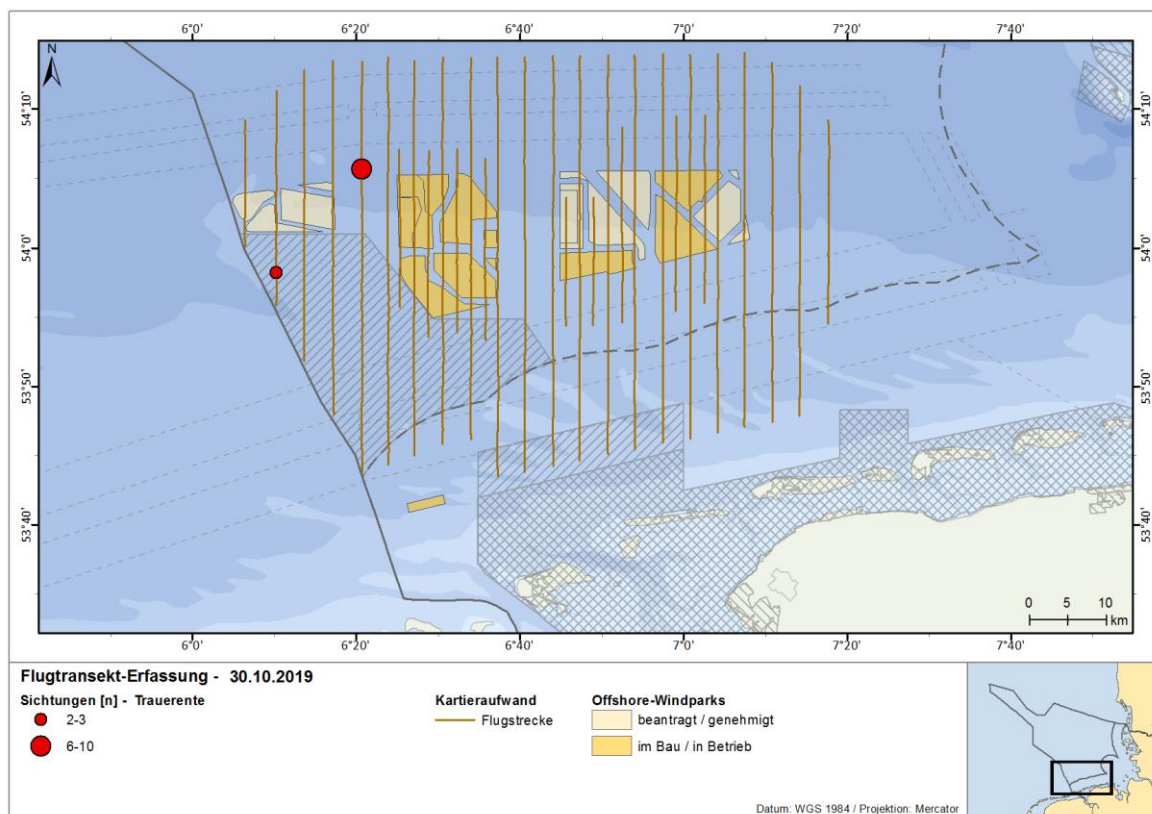


Abb. A. 126 Sichtungen der Trauerenten nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2019

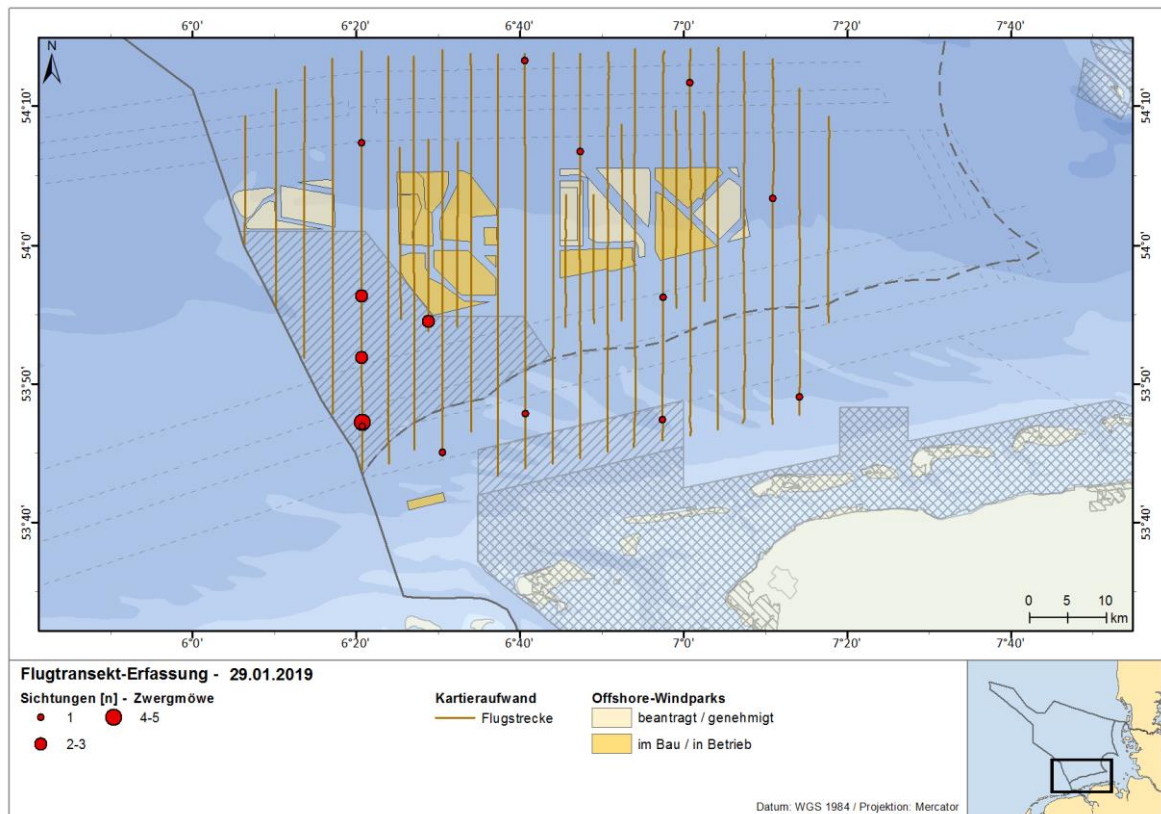
Zwergmöwe (*Hydrocoeloeus minutus*)

Abb. A. 127 Sichtungen der Zwergmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2019

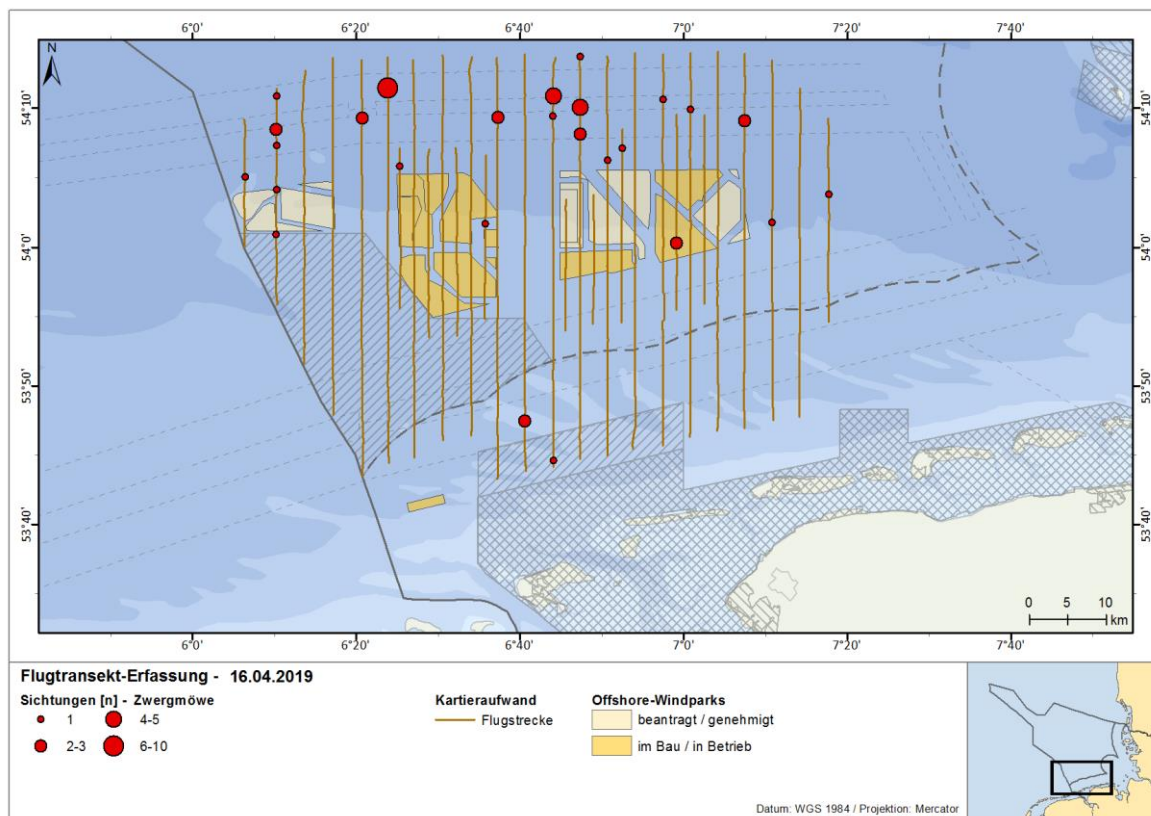


Abb. A. 128 Sichtungen der Zwergmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2019

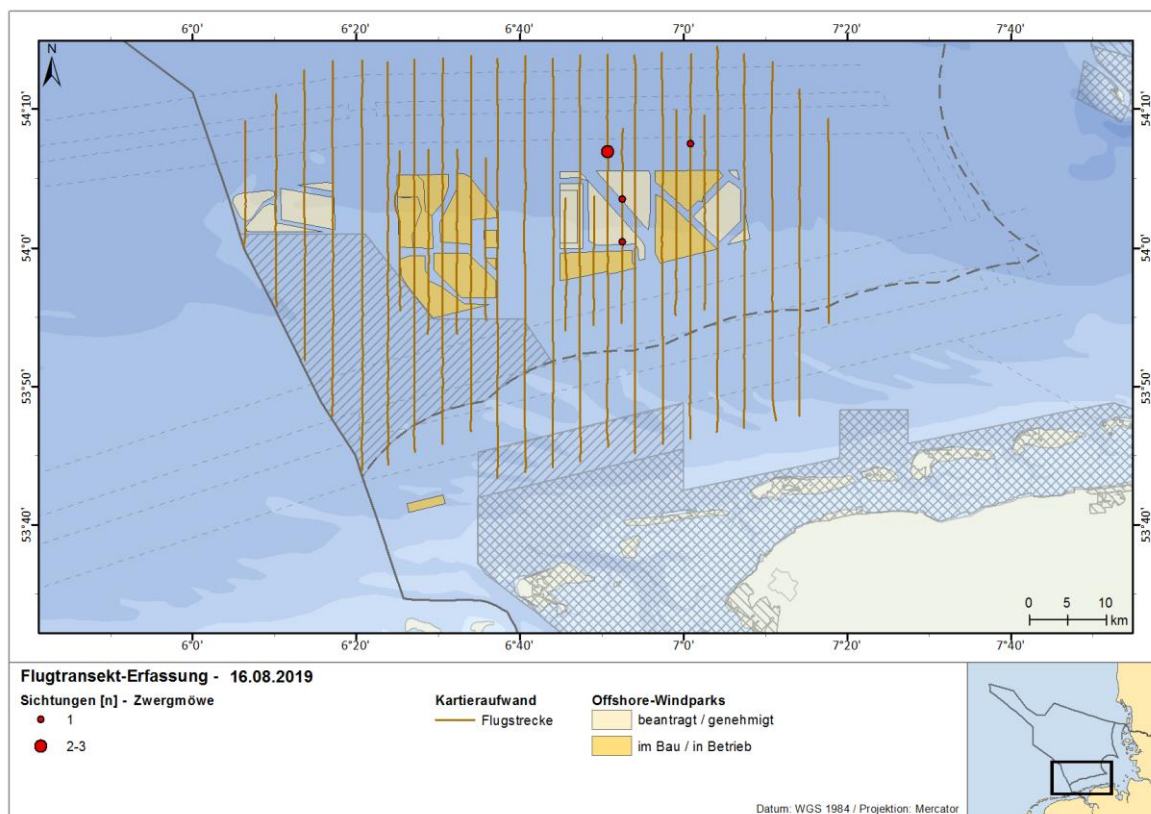


Abb. A. 129 Sichtungen der Zwergmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen am 16. August 2019

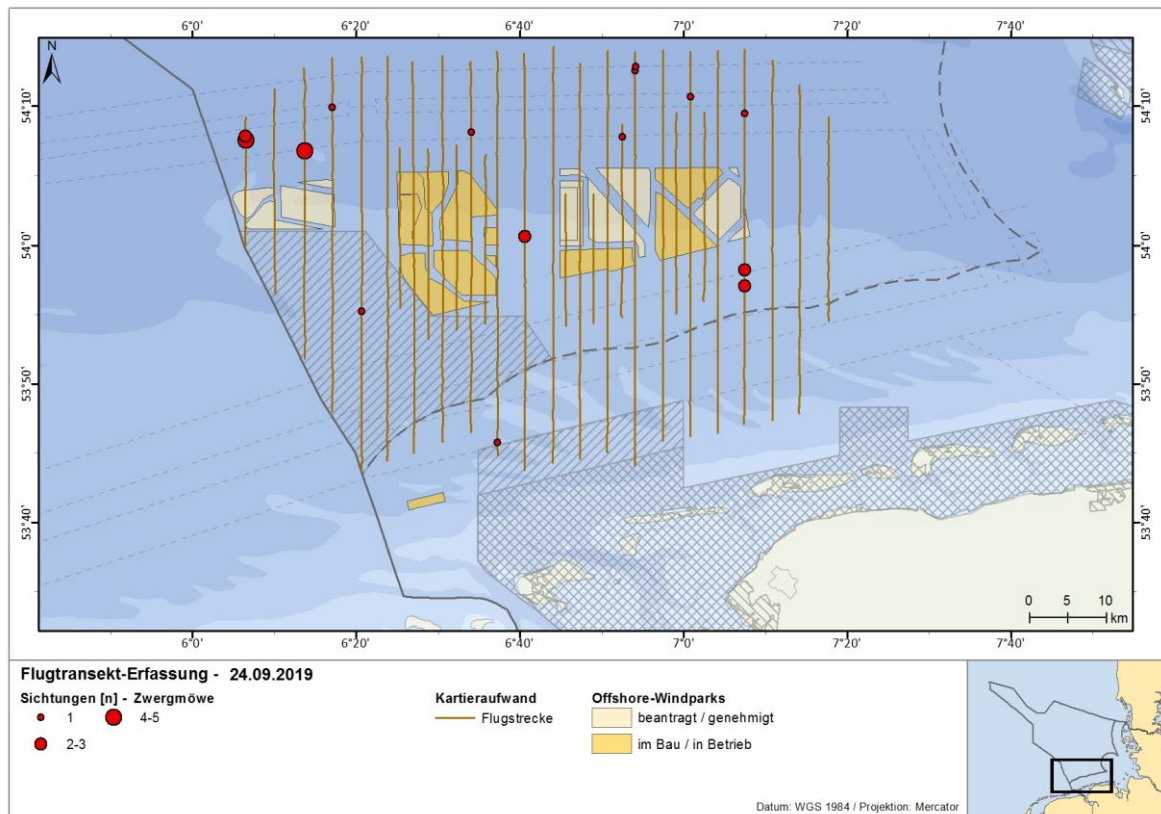


Abb. A. 130 Sichtungen der Zwergmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2019

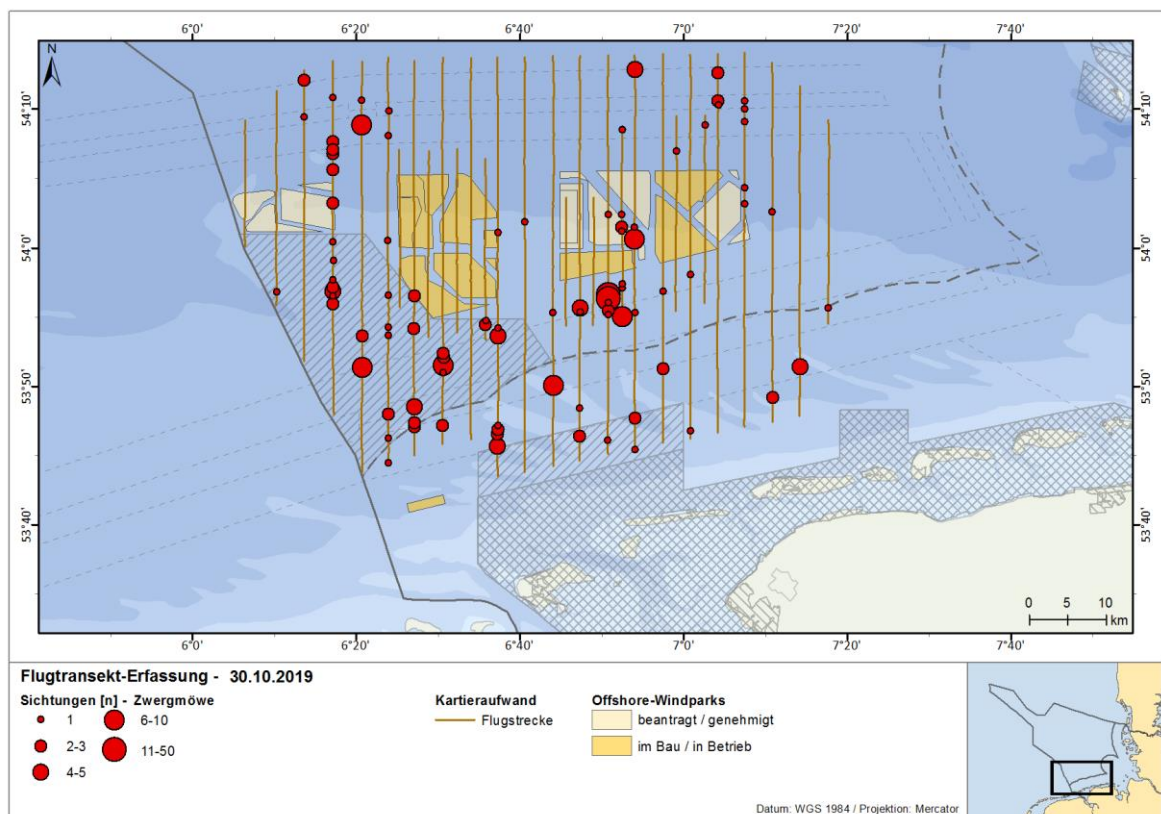


Abb. A. 131 Sichtungen der Zwergmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2019

Lachmöwe (*Larus ridibundus*)

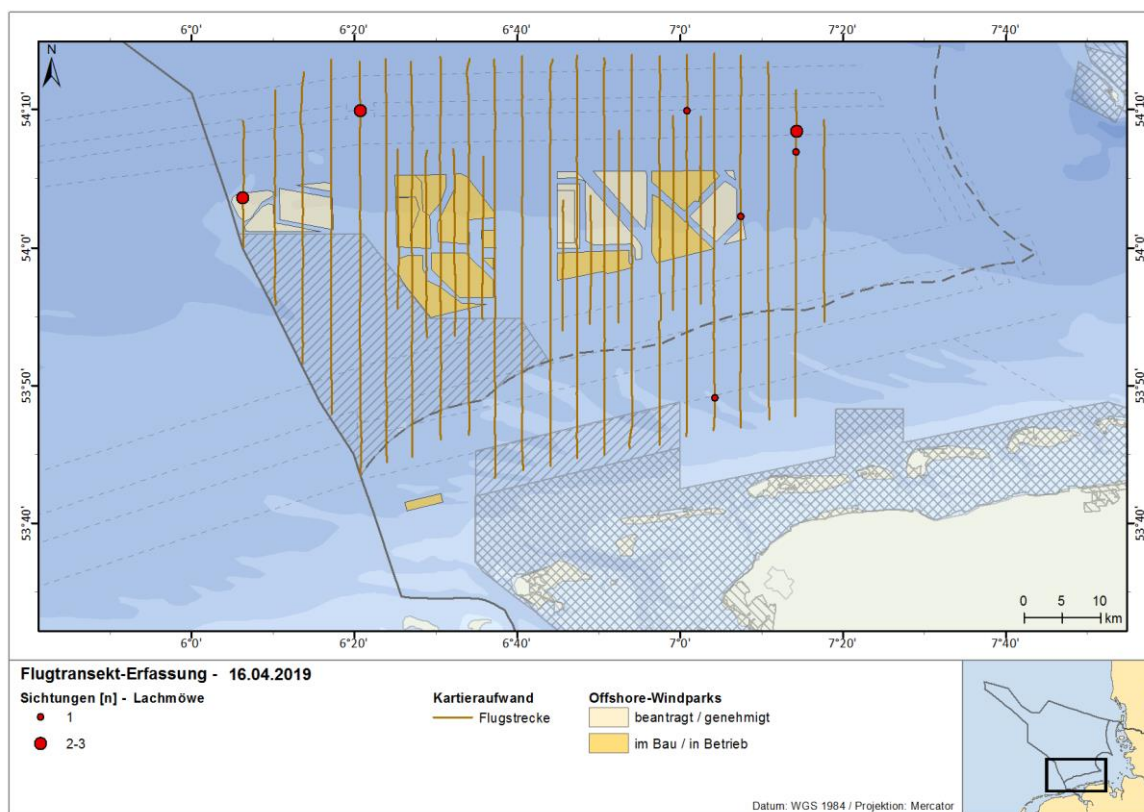


Abb. A. 132 Sichtungen der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2019

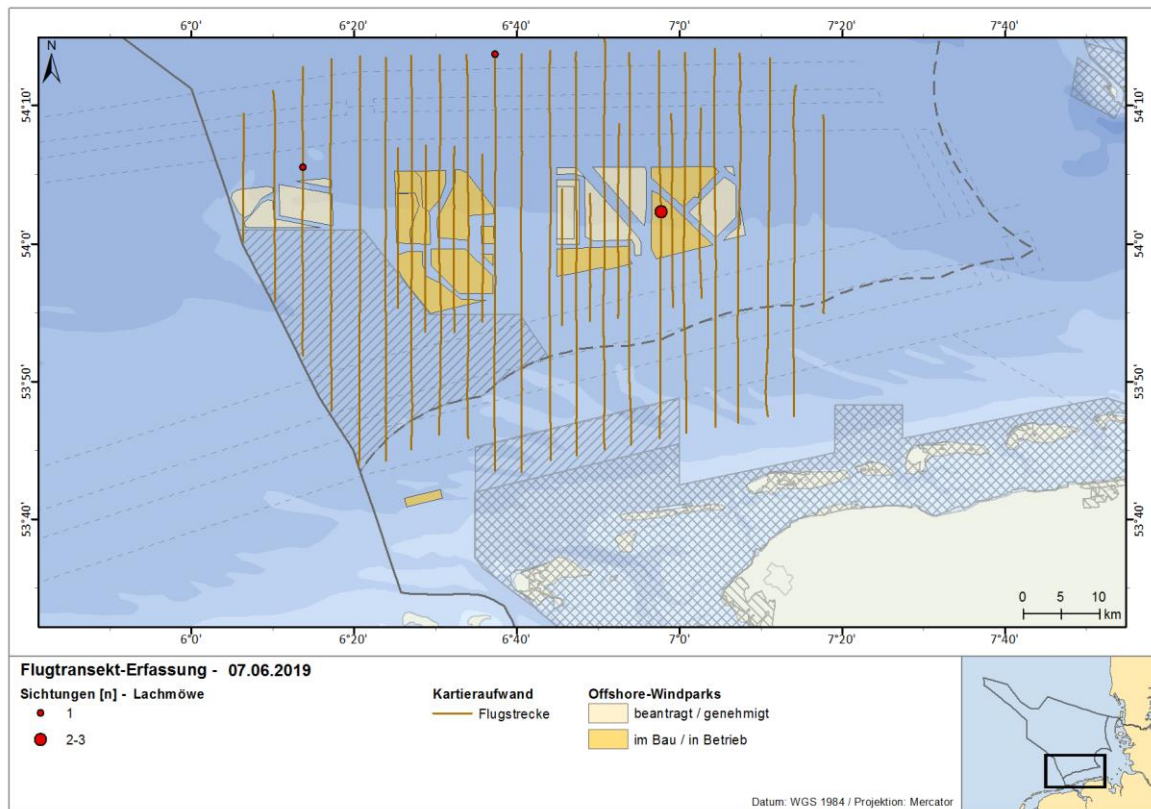


Abb. A. 133 Sichtungen der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juni 2019

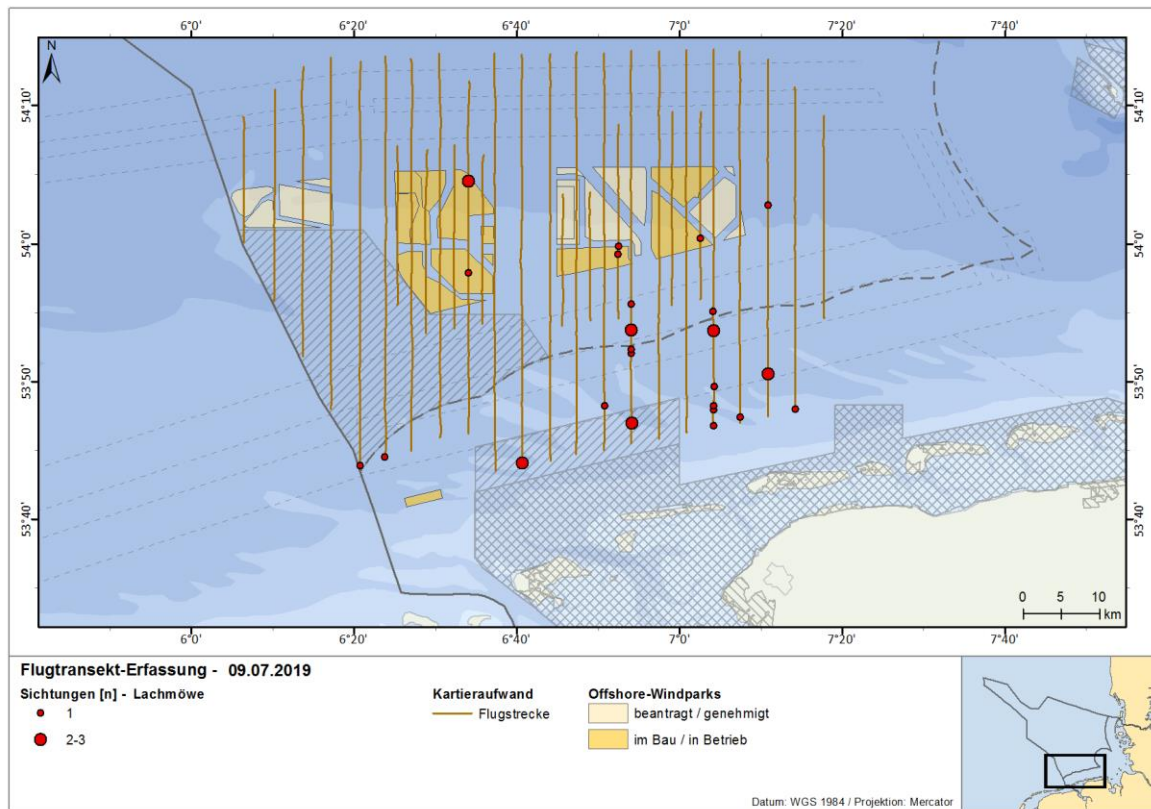


Abb. A. 134 Sichtungen der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2019

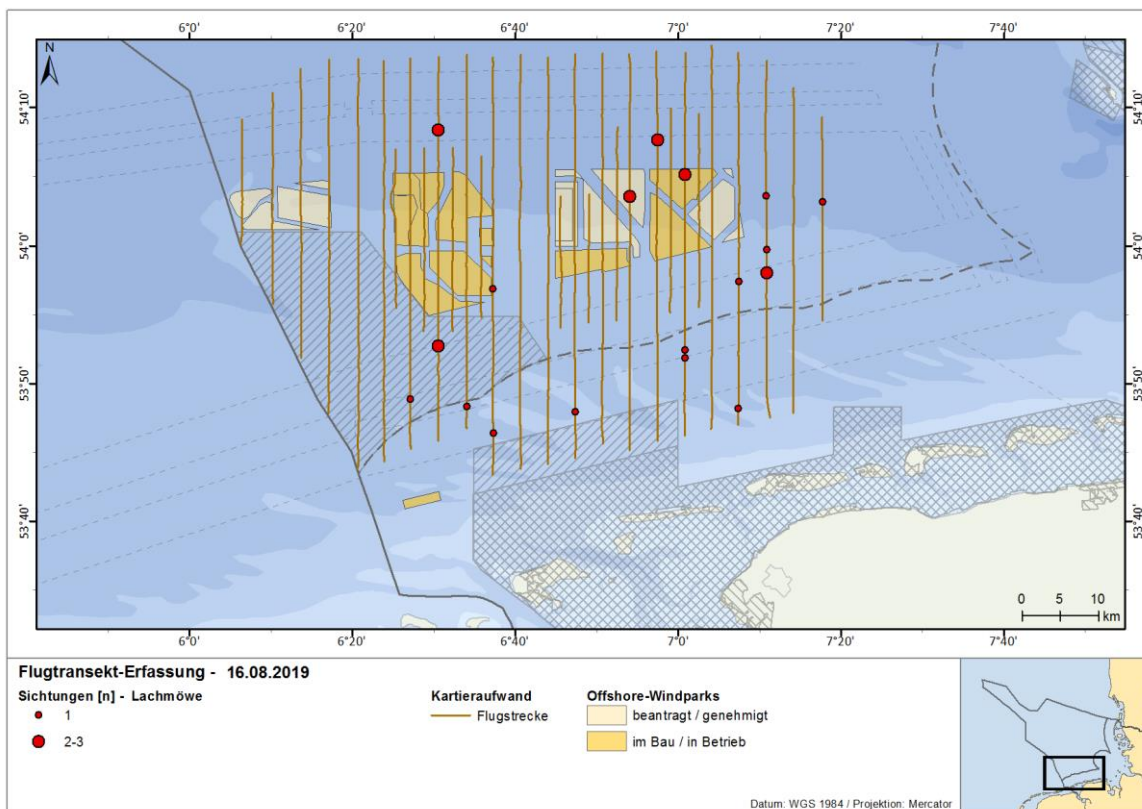


Abb. A. 135 Sichtungen der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen am 16. August 2019

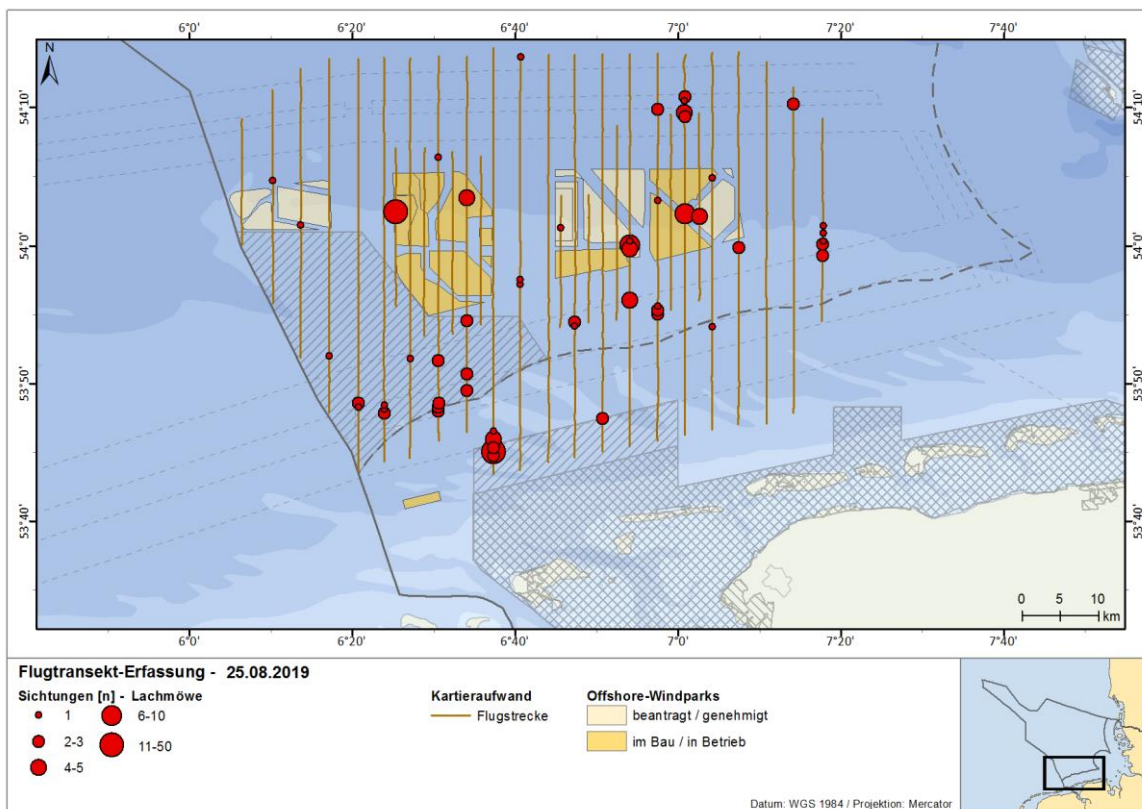


Abb. A. 136 Sichtungen der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen am 25. August 2019

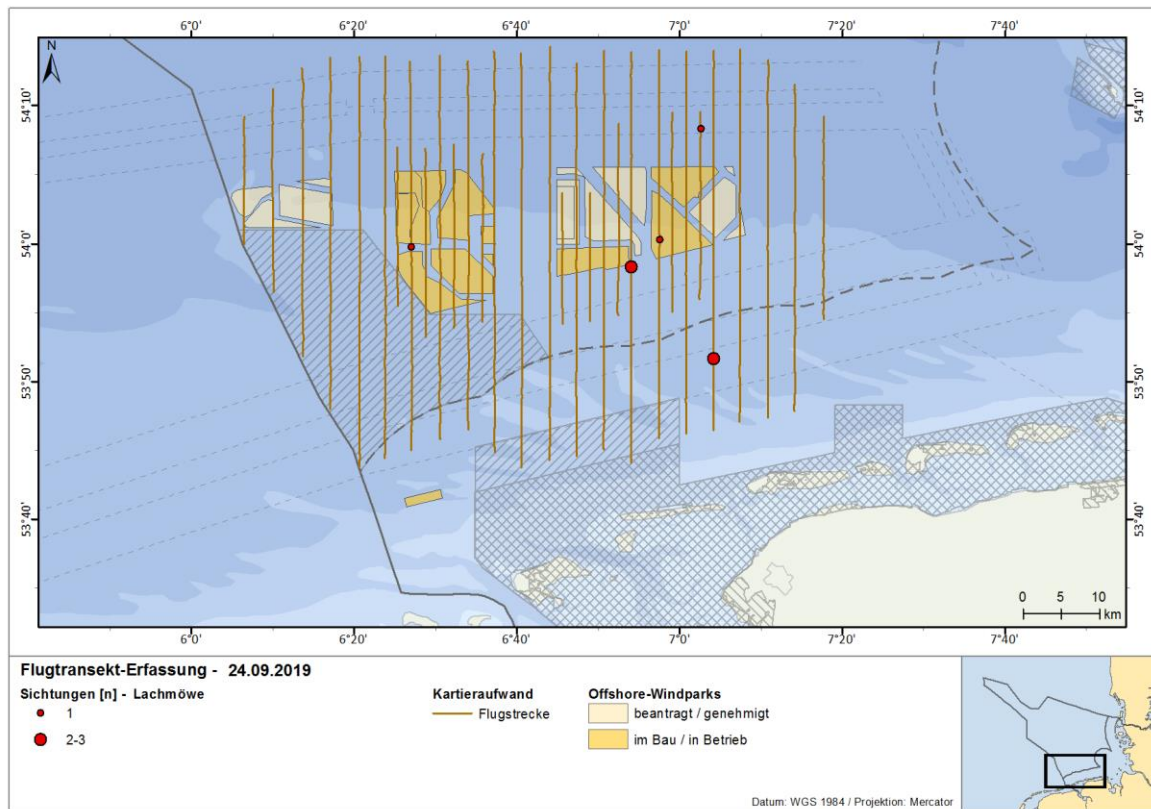


Abb. A. 137 Sichtungen der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2019

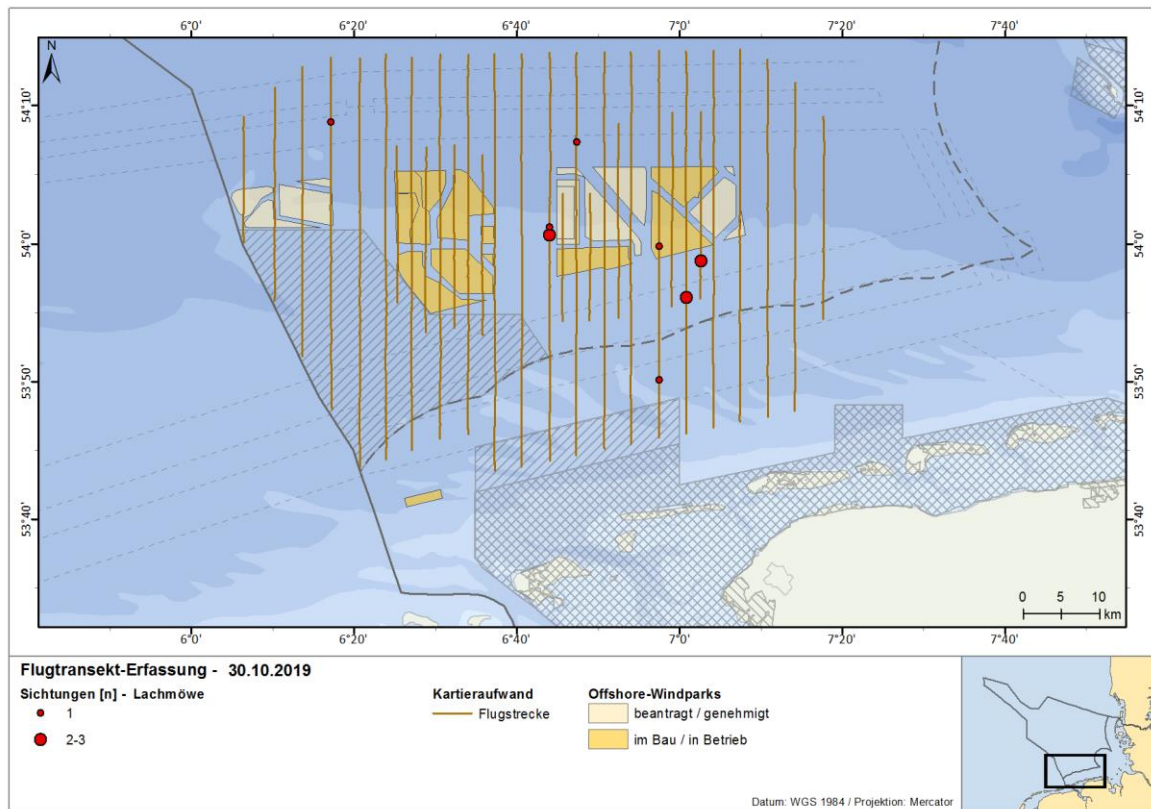


Abb. A. 138 Sichtungen der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2019

Sturmmöwe (*Larus canus*)

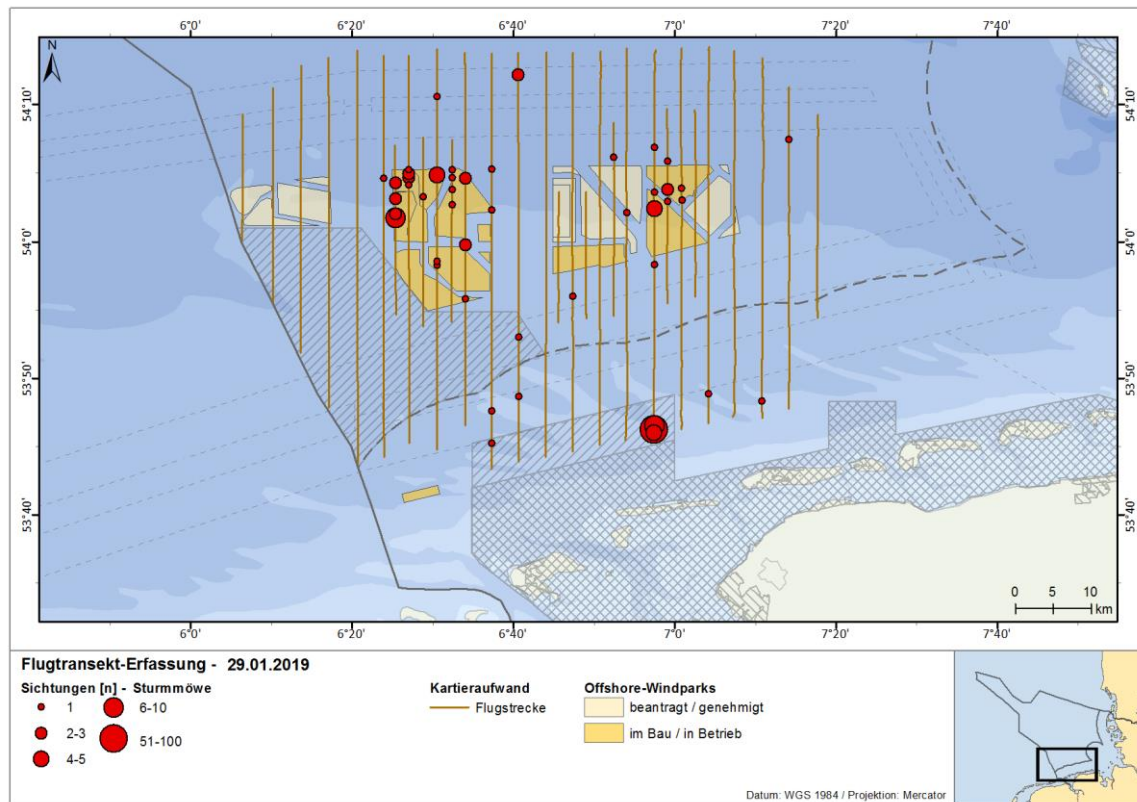


Abb. A. 139 Sichtungen der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2019

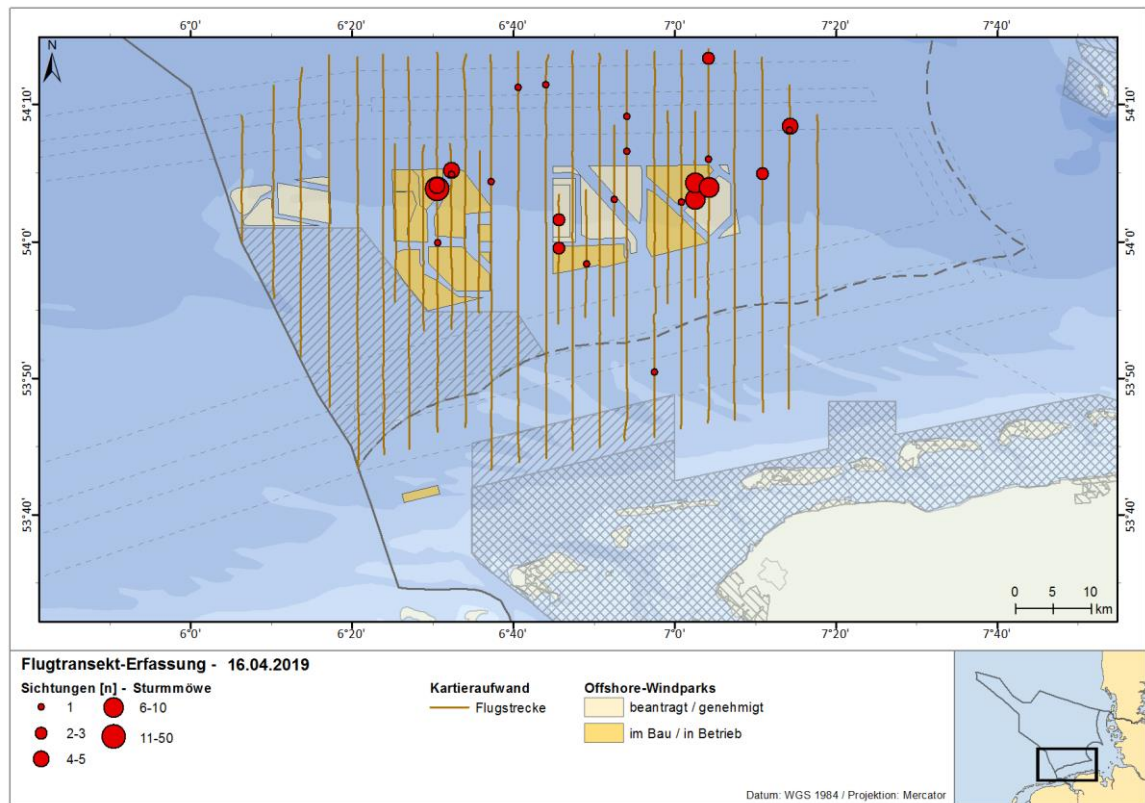


Abb. A. 140 Sichtungen der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2019

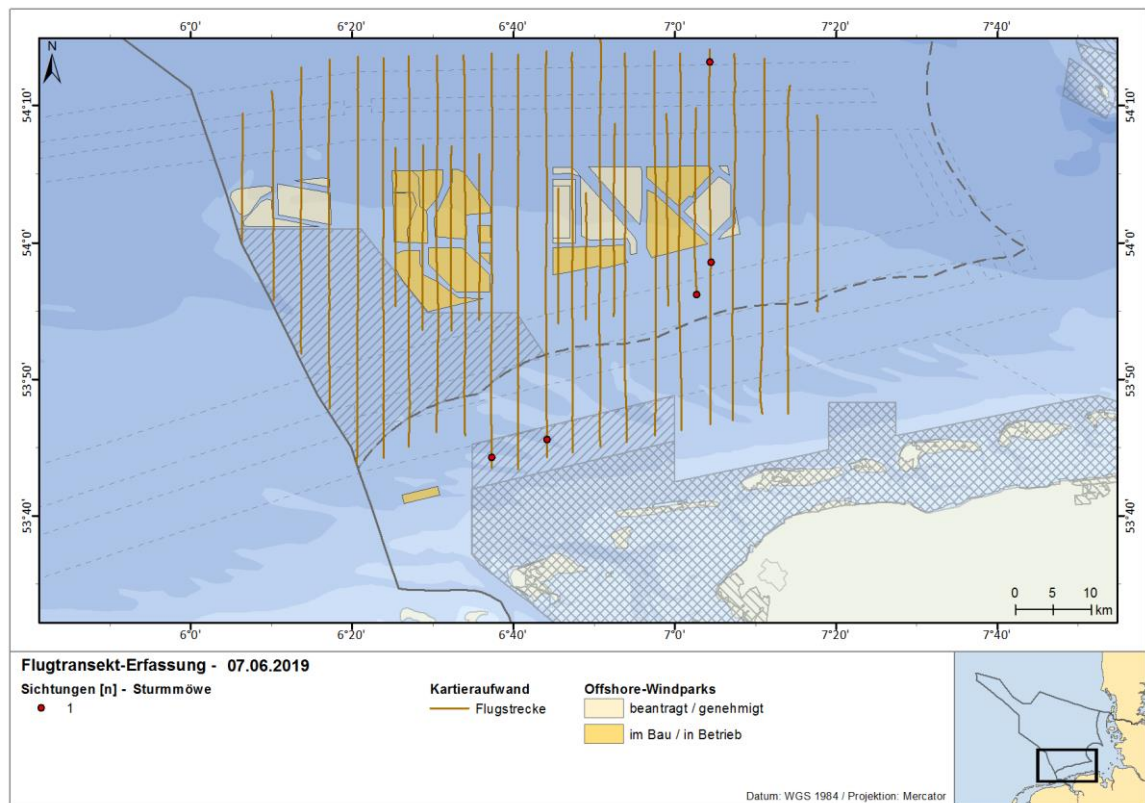


Abb. A. 141 Sichtungen der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juni 2019

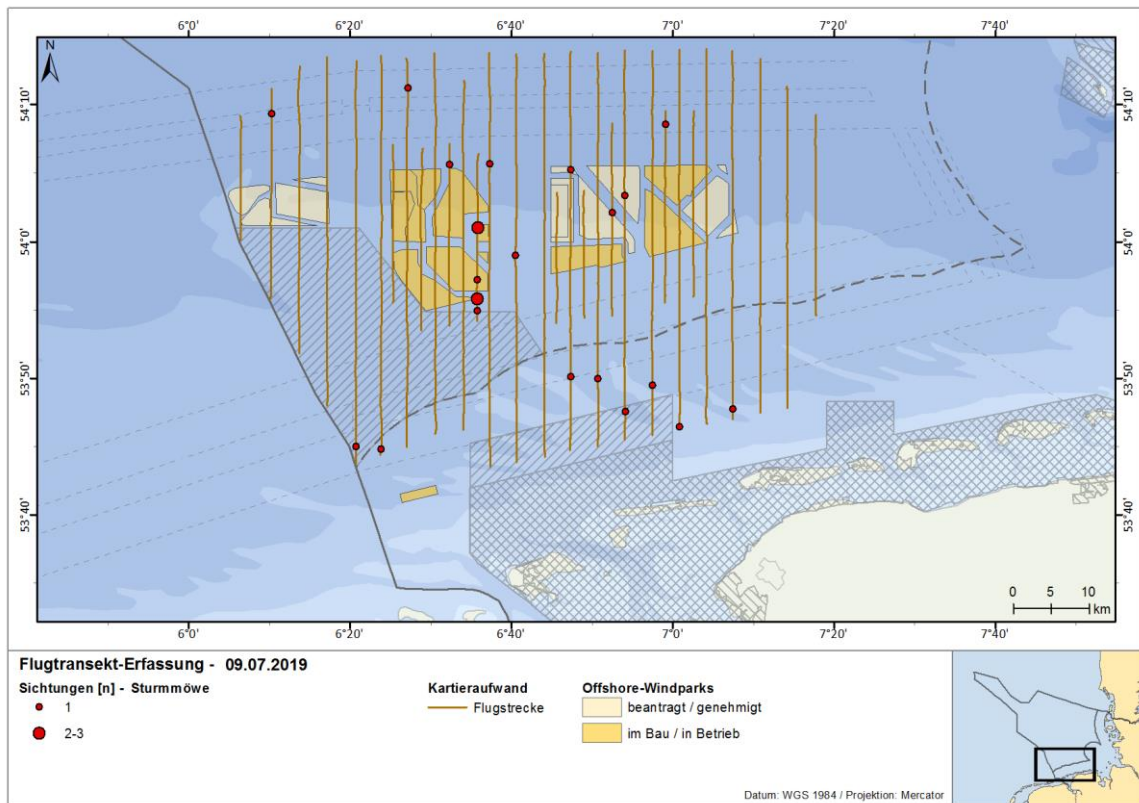


Abb. A. 142 Sichtungen der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2019

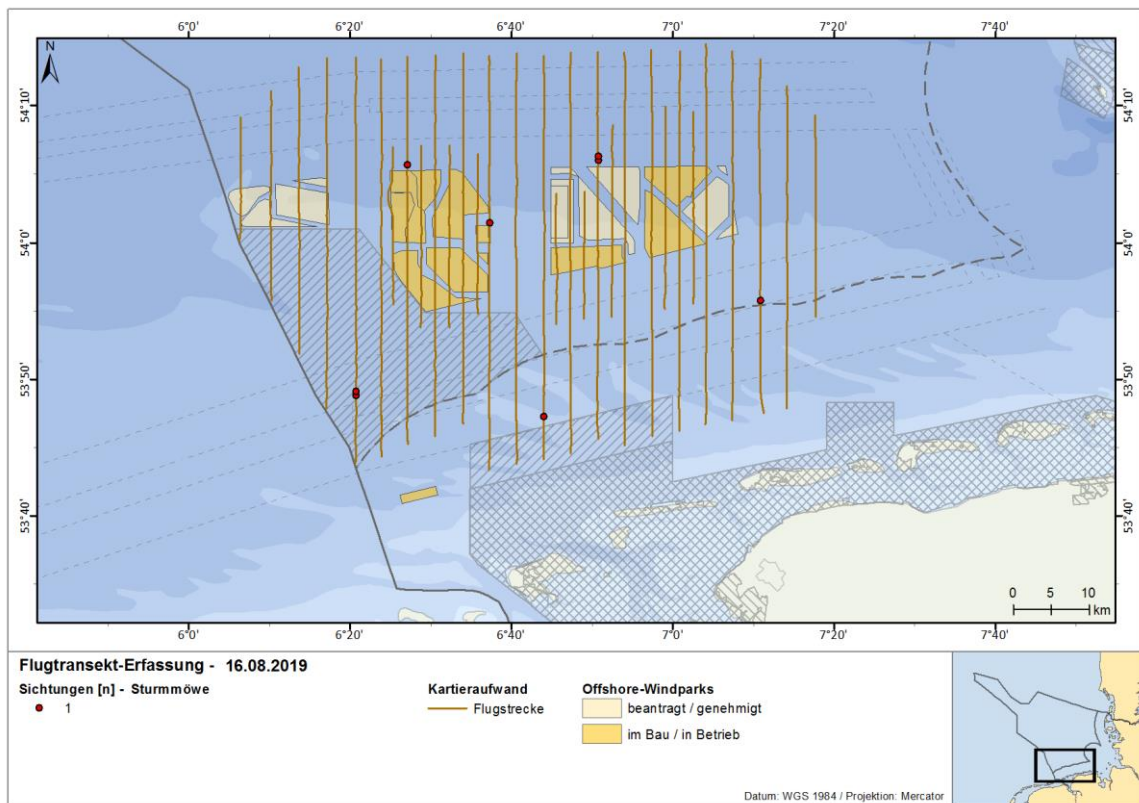


Abb. A. 143 Sichtungen der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen am 16. August 2019

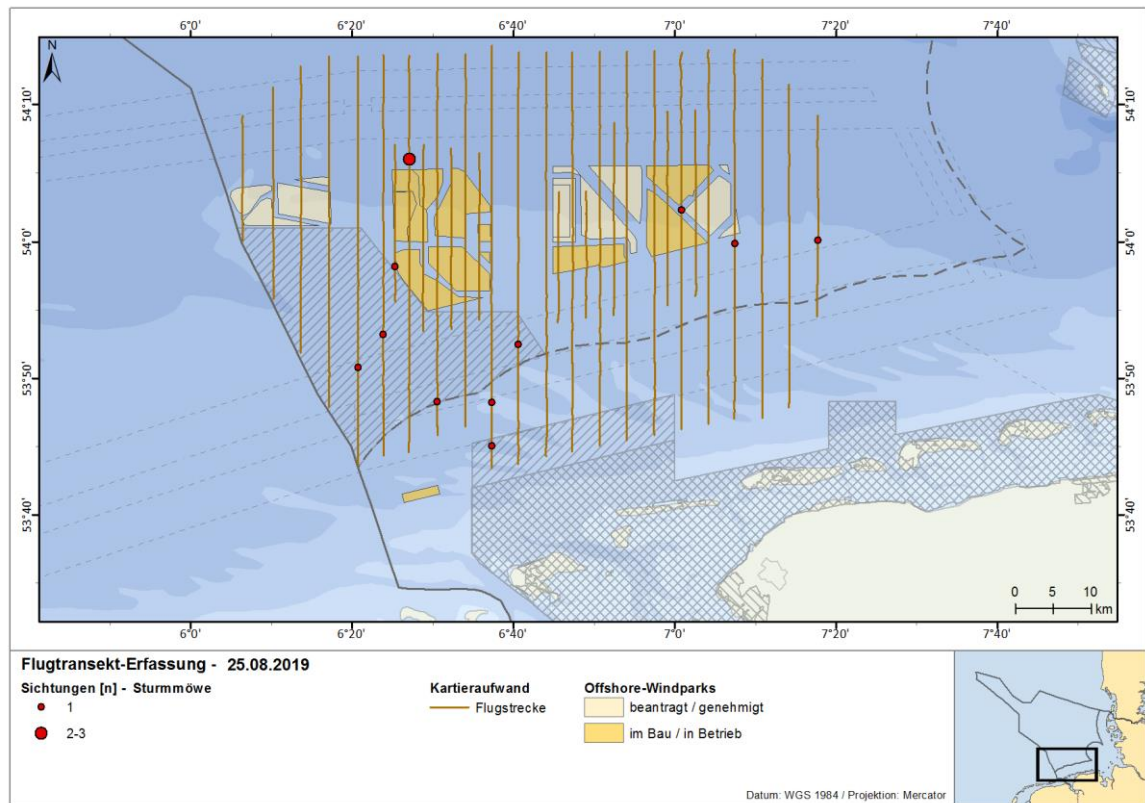


Abb. A. 144 Sichtungen der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen am 25. August 2019

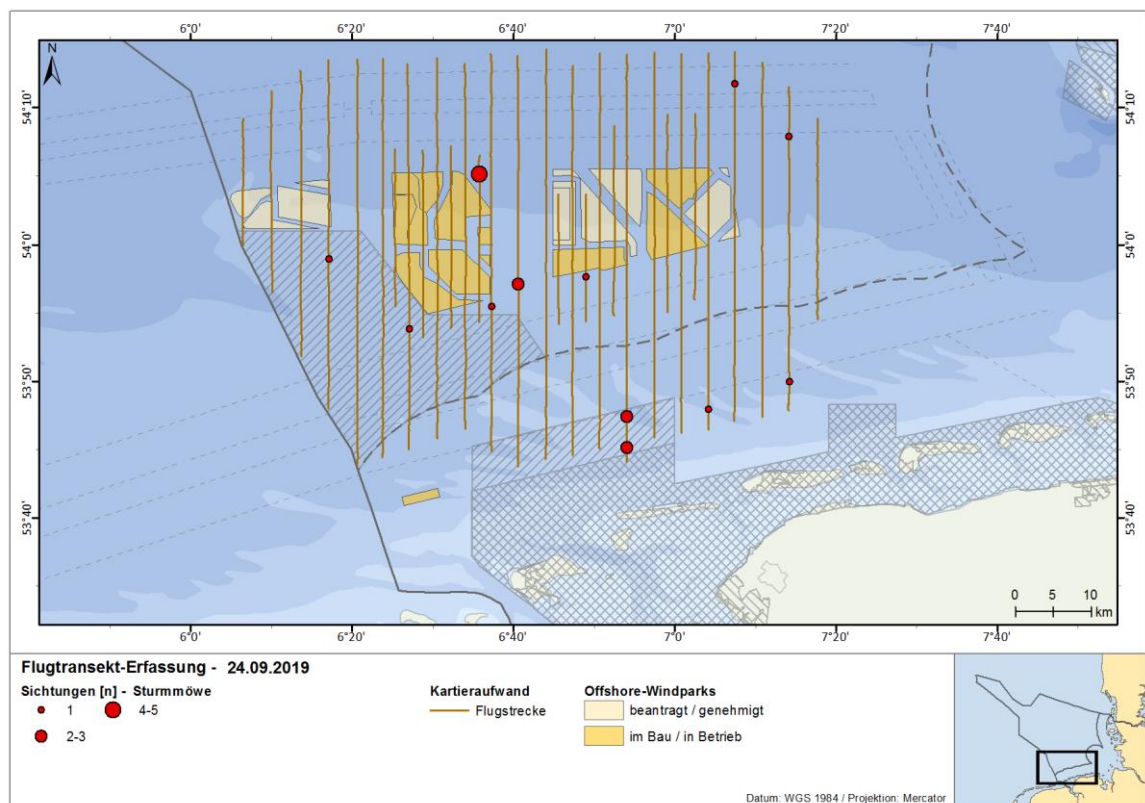


Abb. A. 145 Sichtungen der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2019

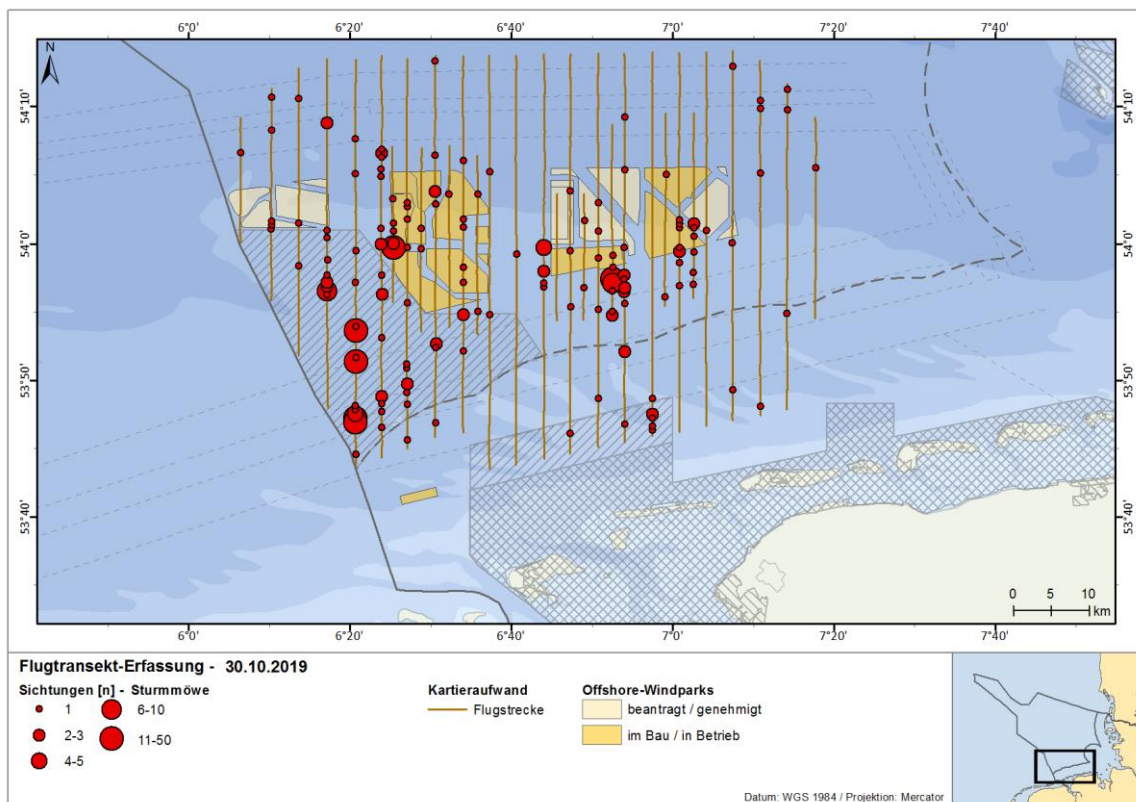


Abb. A. 146 Sichtungen der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2019

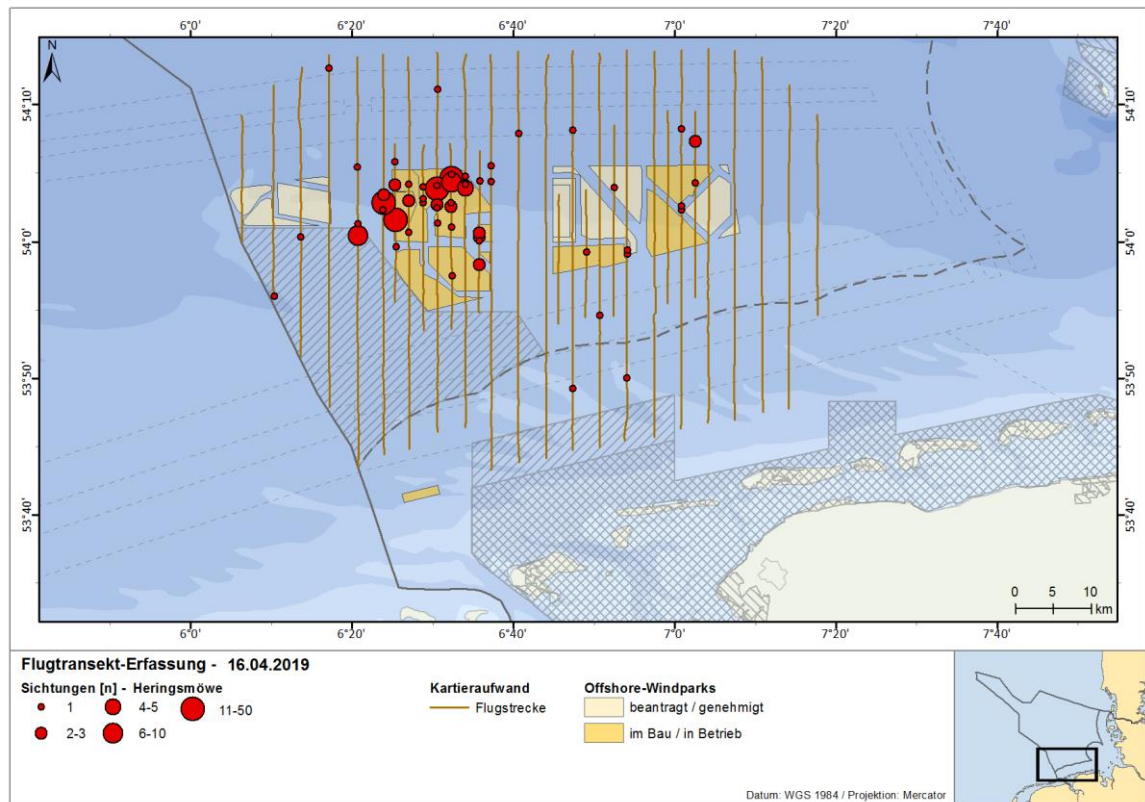
Heringsmöwe (Larus fuscus)

Abb. A. 147 Sichtungen der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2019

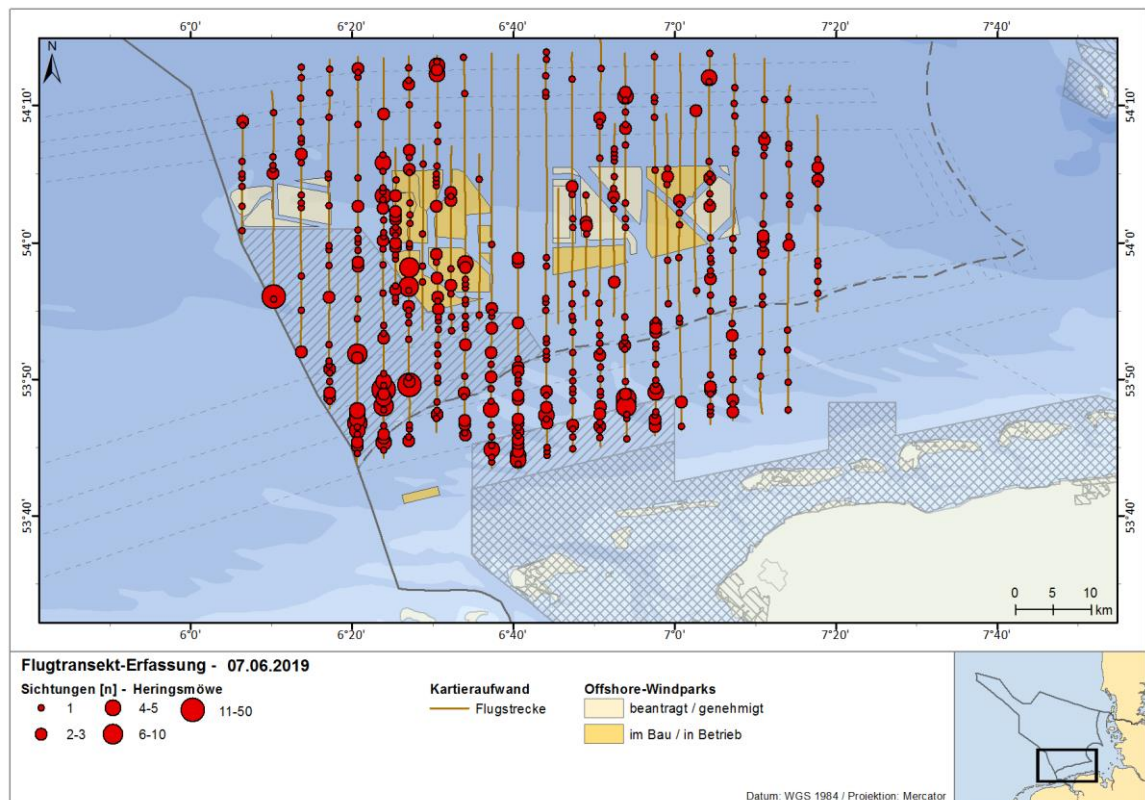


Abb. A. 148 Sichtungen der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juni 2019

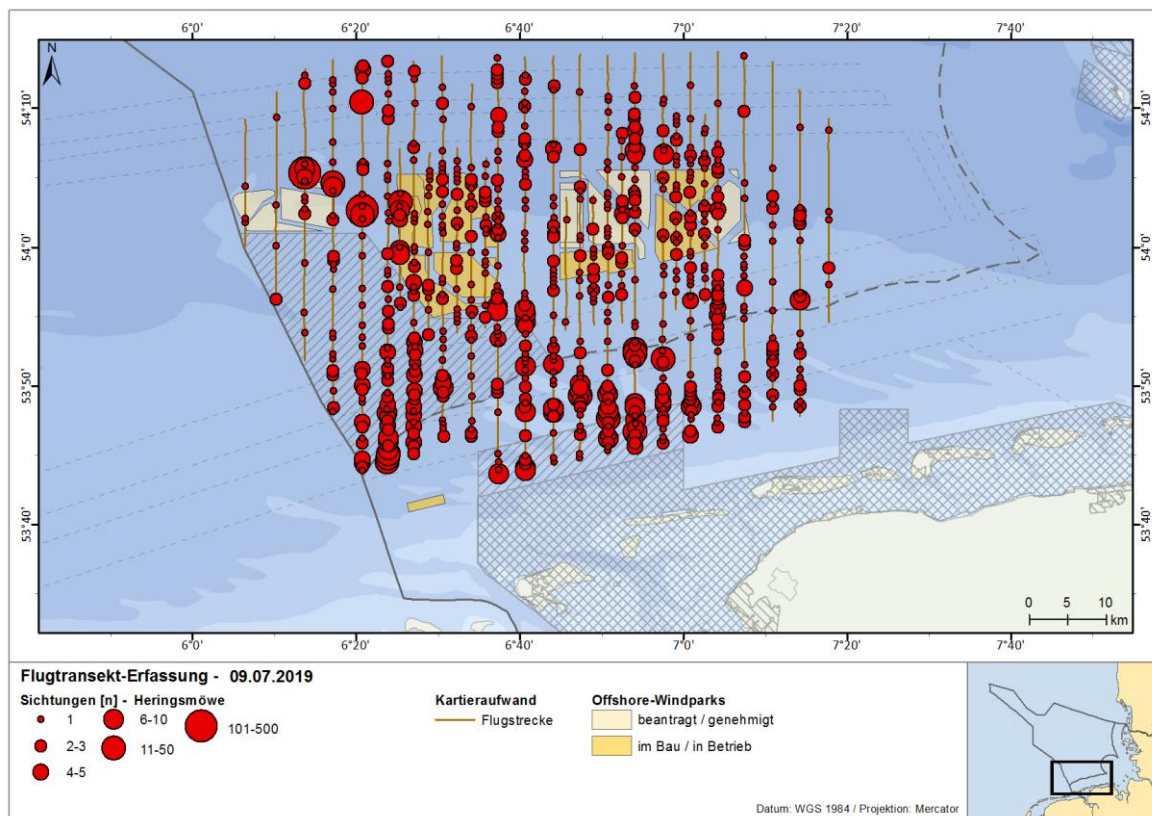


Abb. A. 149 Sichtungen der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2019

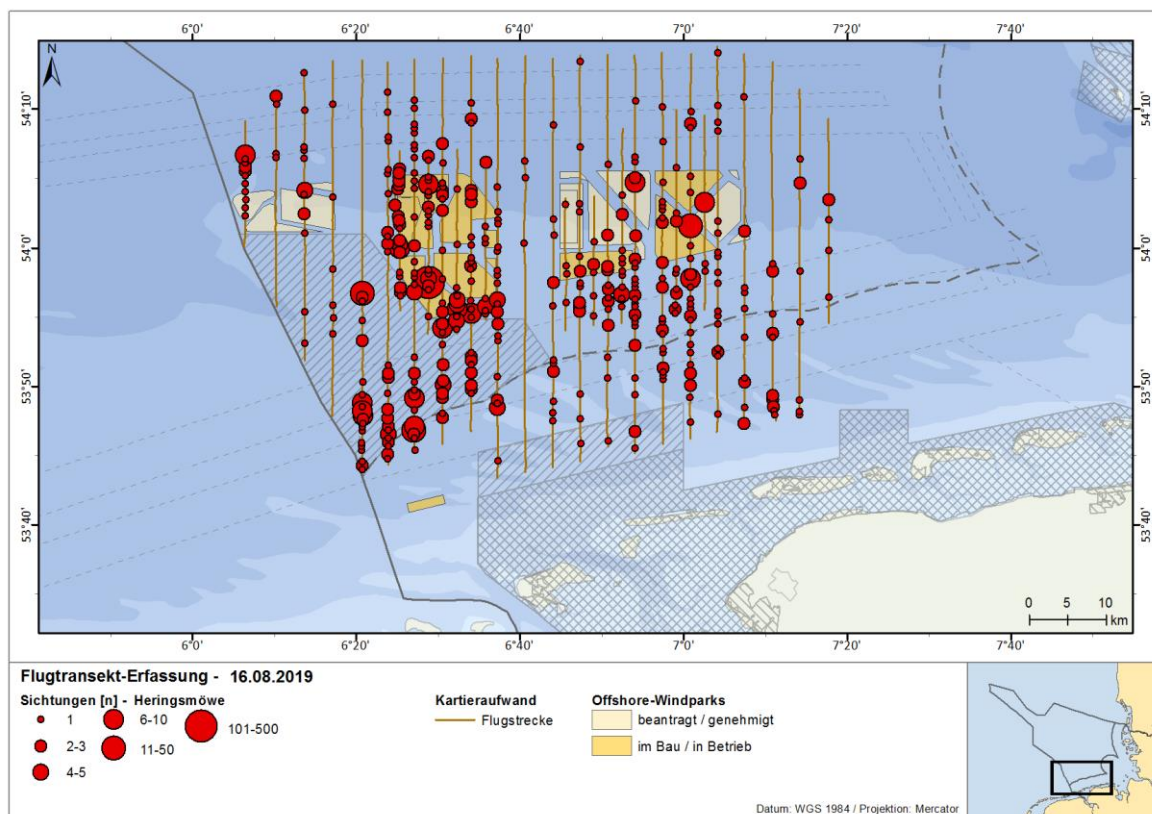


Abb. A. 150 Sichtungen der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen am 16. August 2019

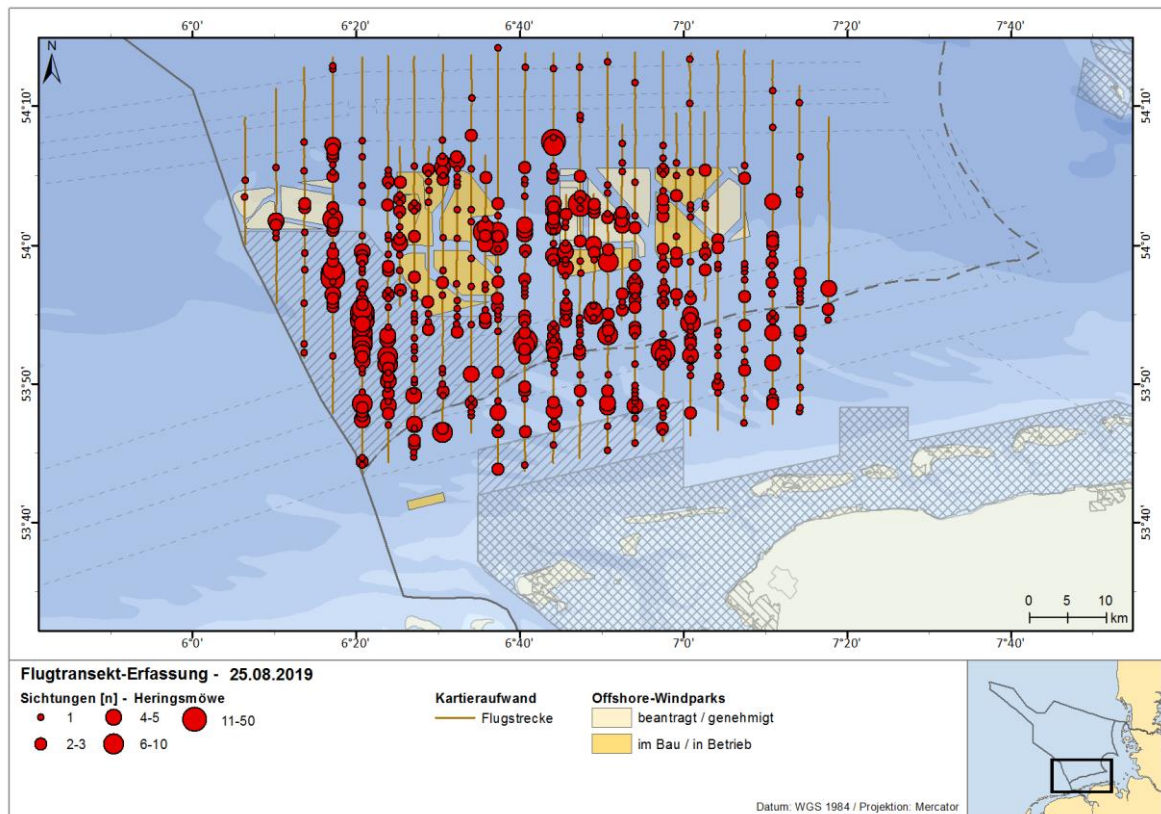


Abb. A. 151 Sichtungen der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen am 24. August 2019

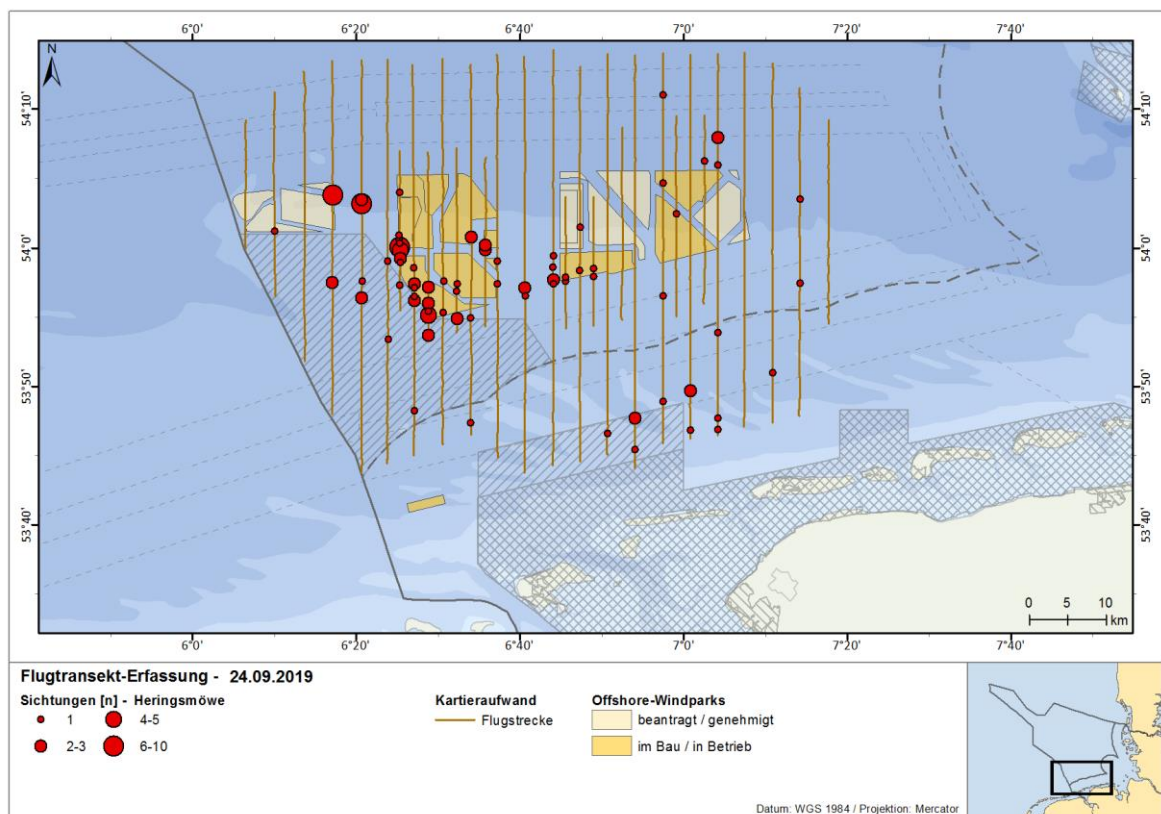


Abb. A. 152 Sichtungen der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2019

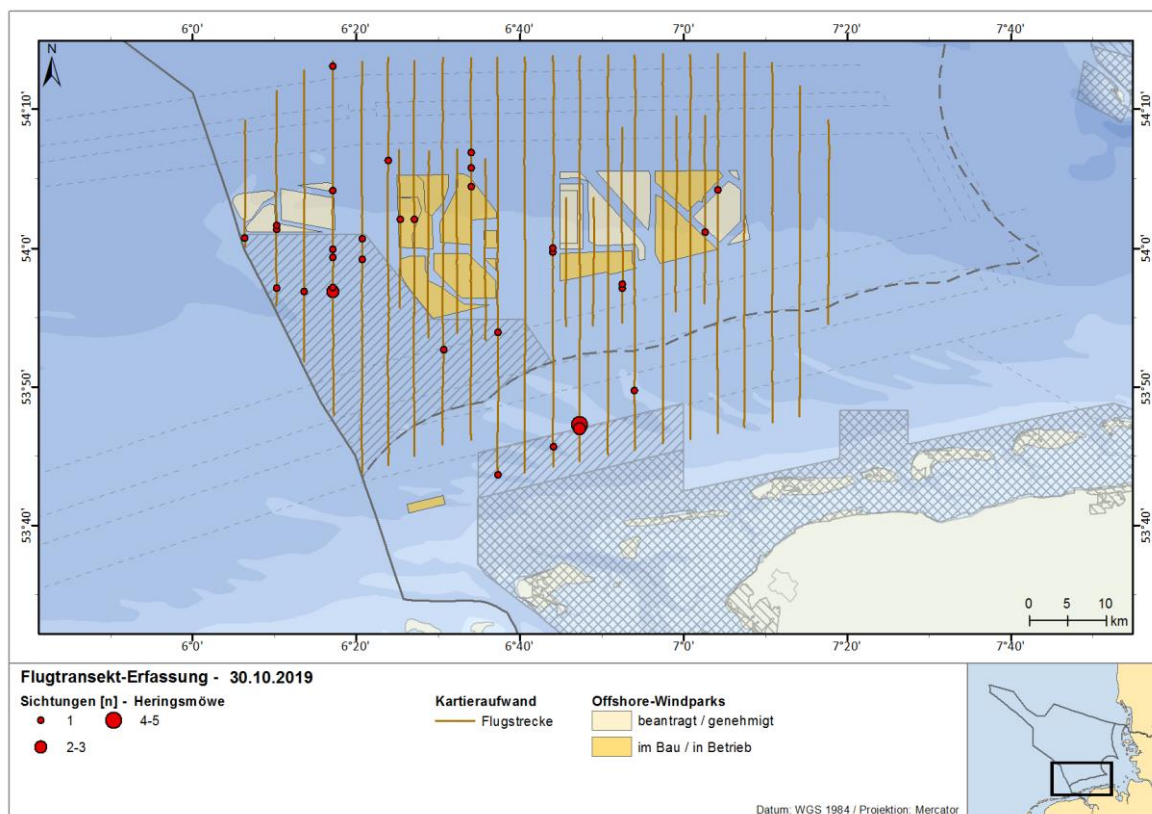
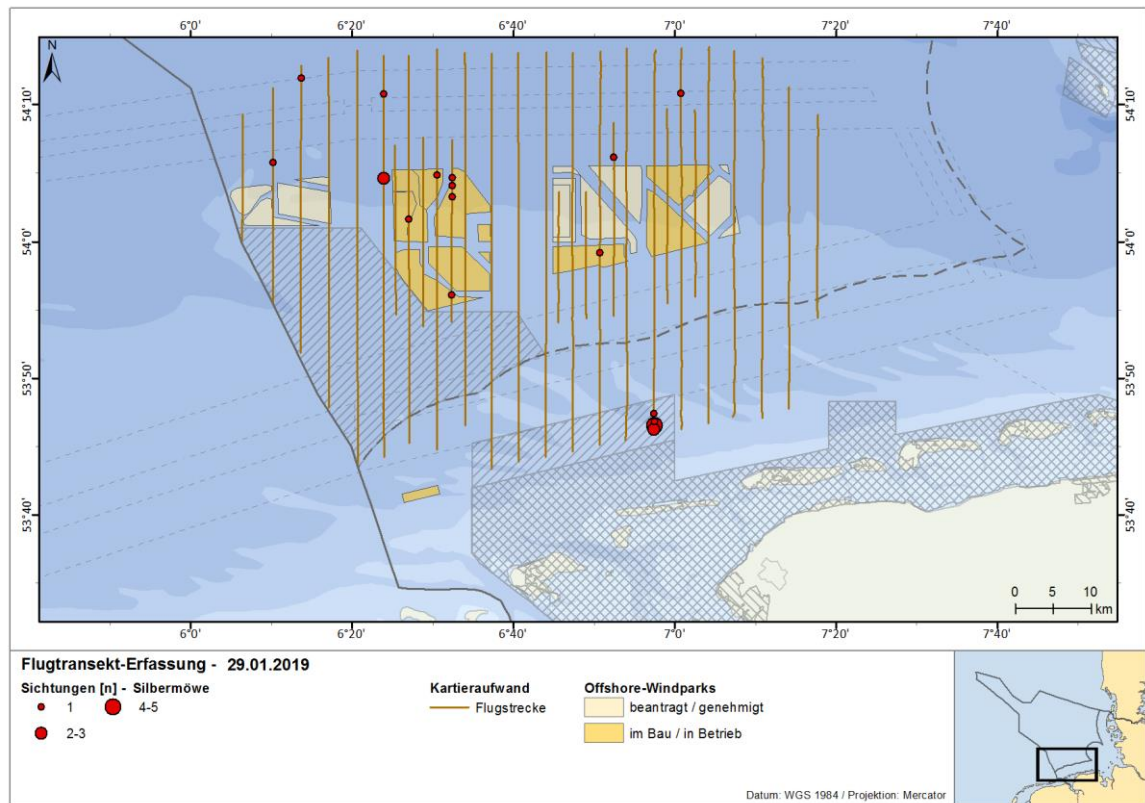
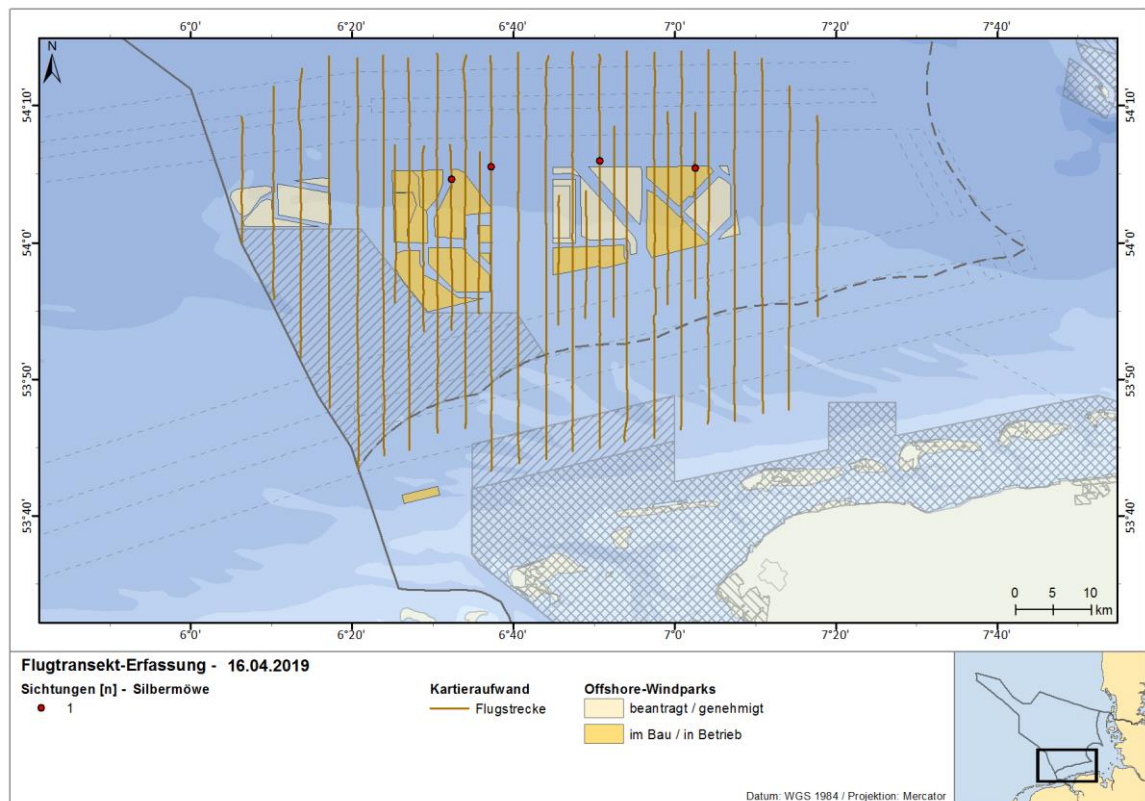


Abb. A. 153 Sichtungen der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2019

Silbermöwe (Larus argentatus)Abb. A. 154 *Sichtungen der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2019*Abb. A. 155 *Sichtungen der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2019*

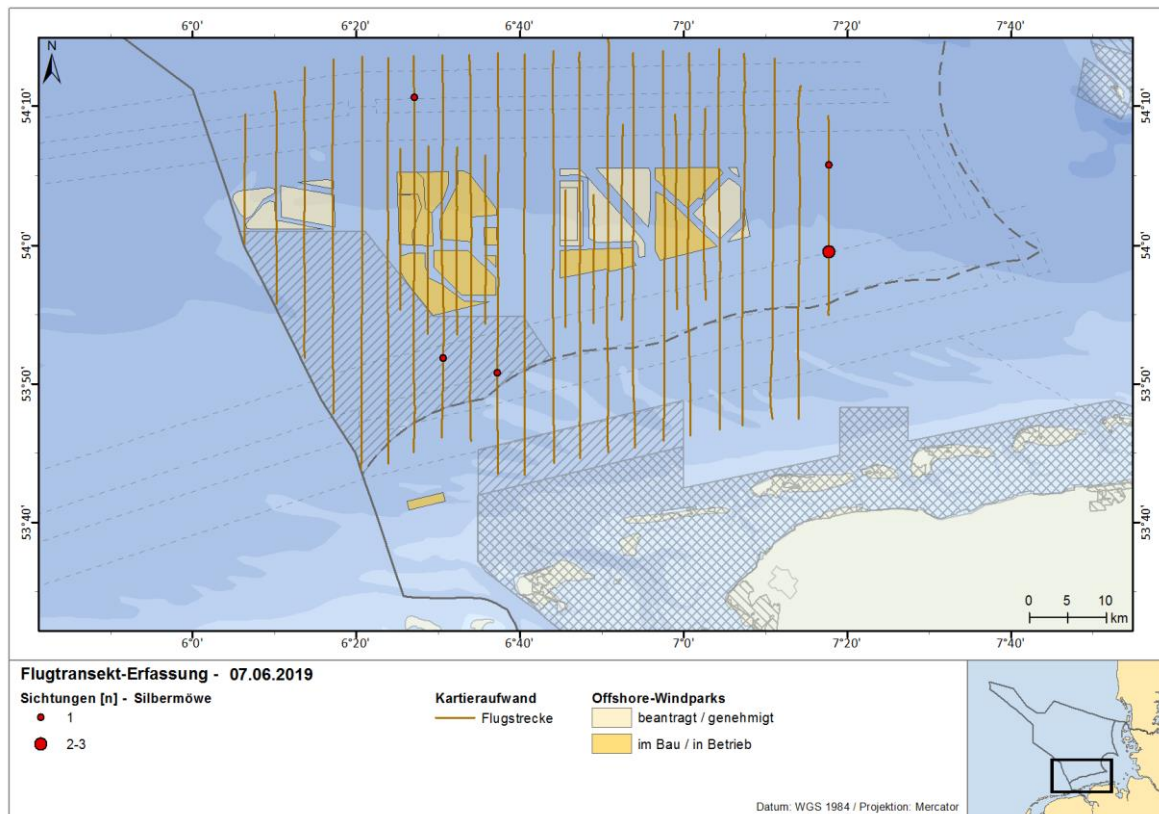


Abb. A. 156 Sichtungen der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juni 2019

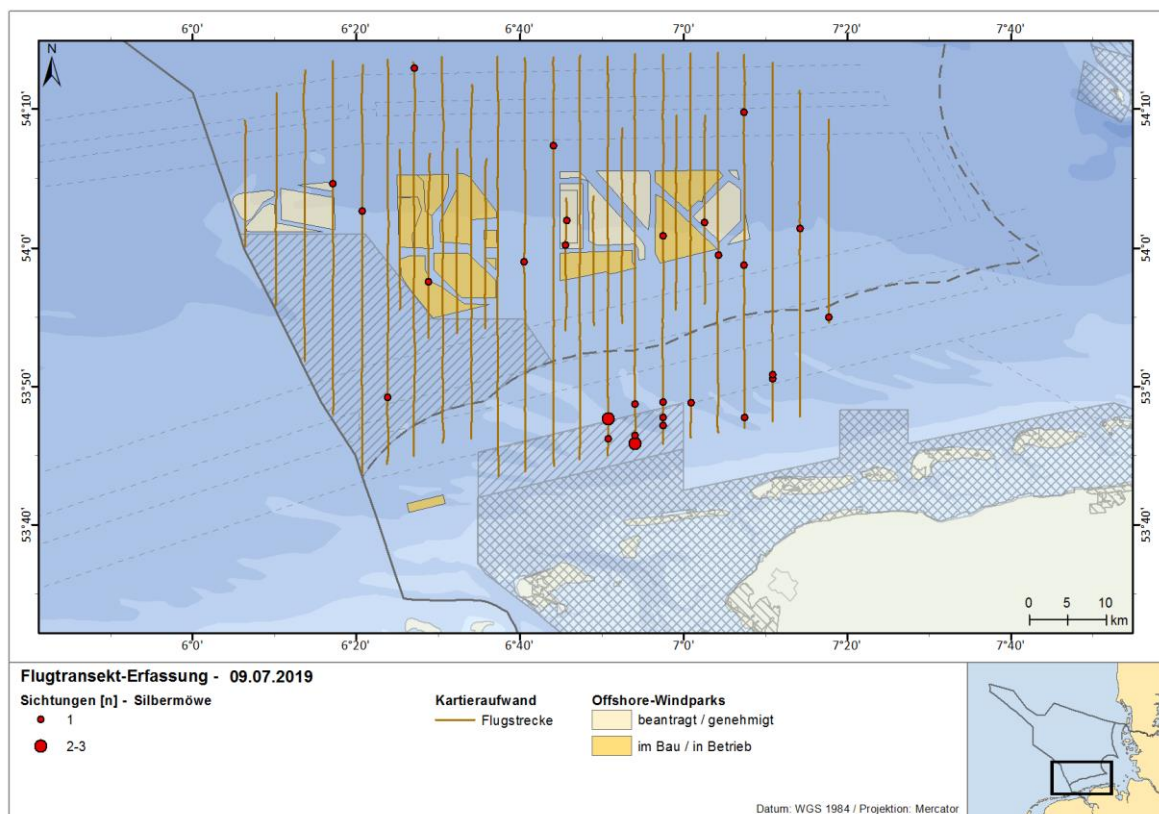


Abb. A. 157 Sichtungen der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2019

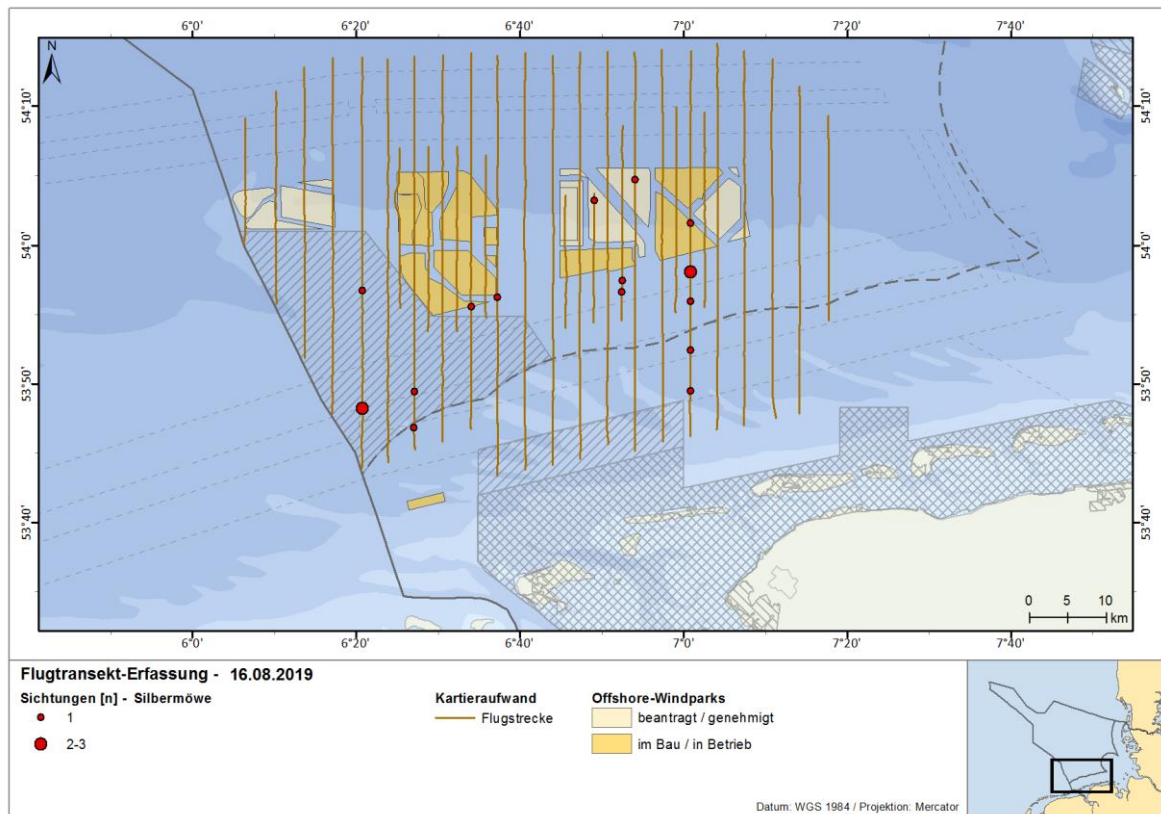


Abb. A. 158 Sichtungen der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen am 16. August 2019

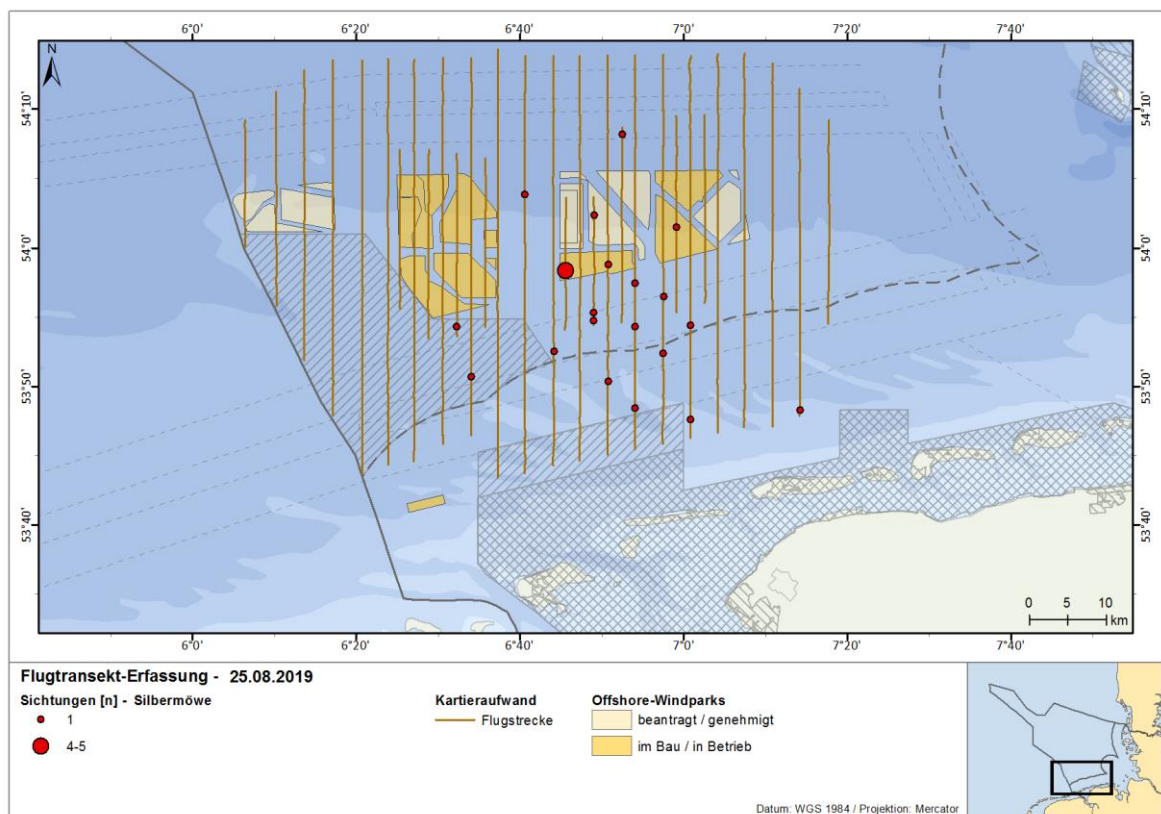


Abb. A. 159 Sichtungen der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen am 24. August 2019

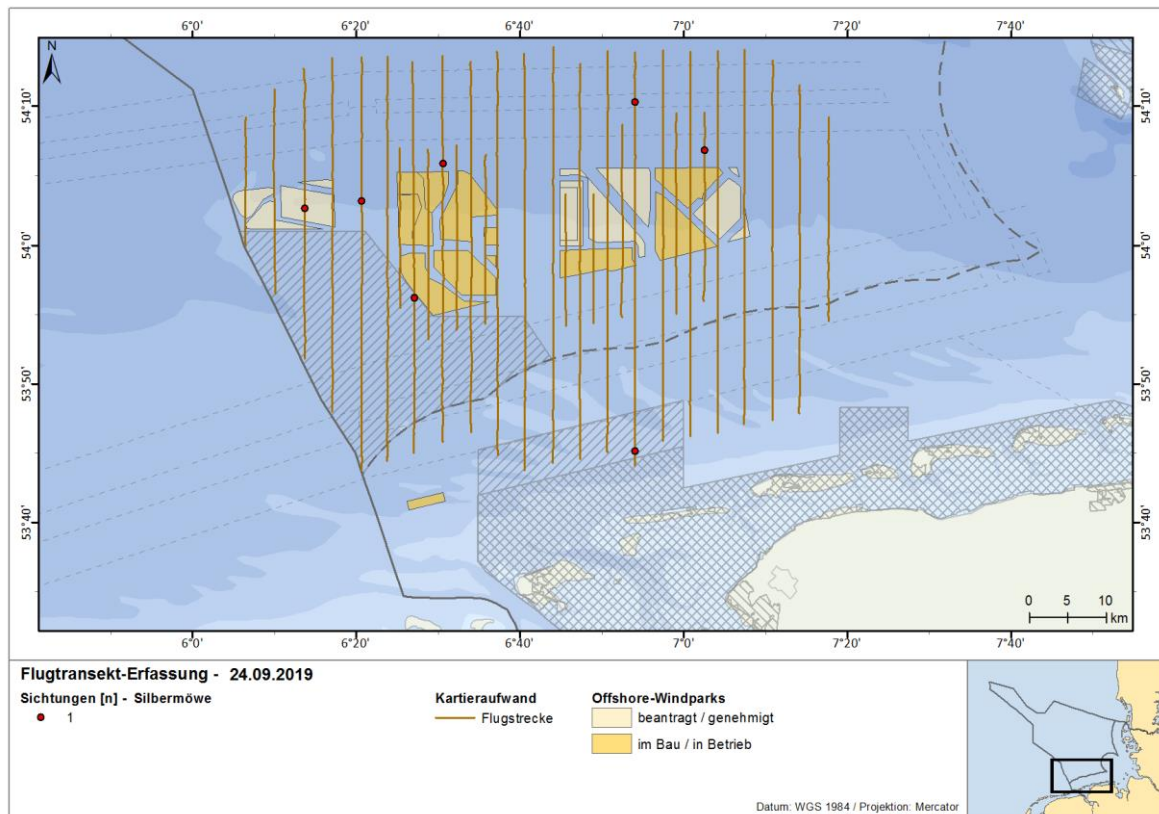


Abb. A. 160 Sichtungen der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2019

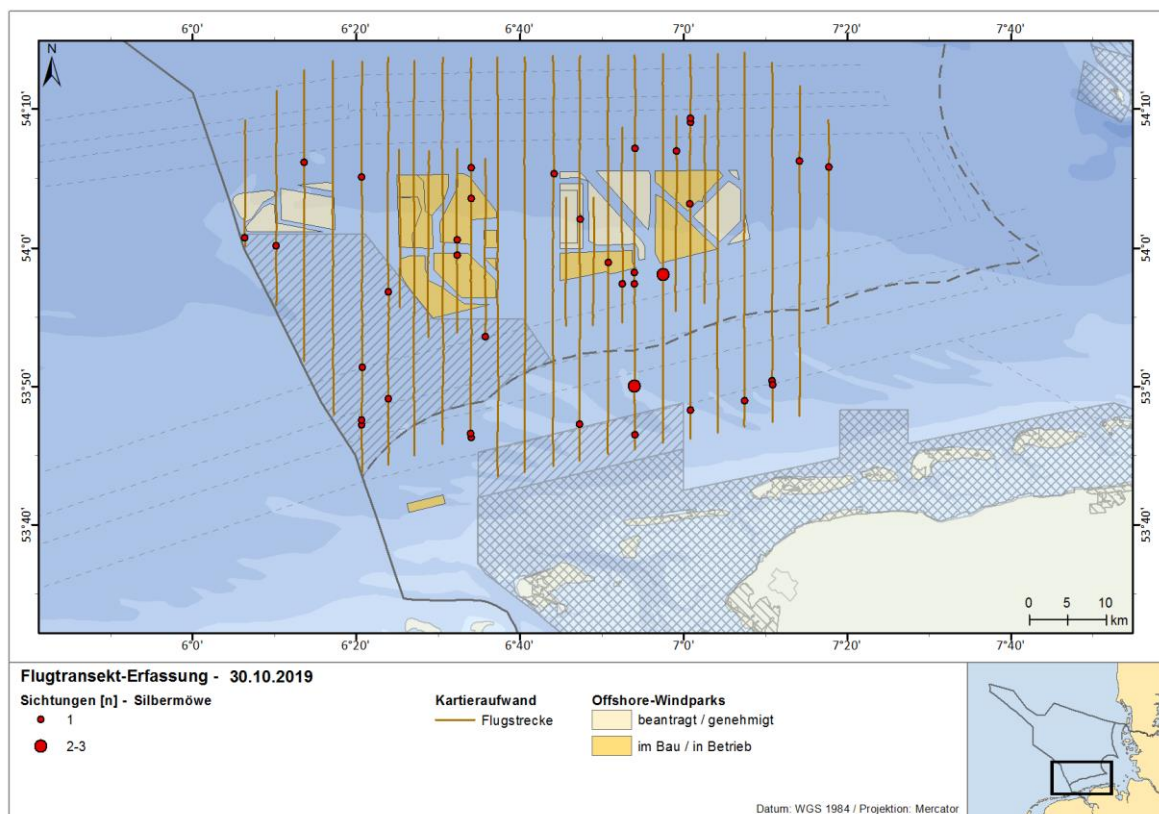


Abb. A. 161 Sichtungen der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2019

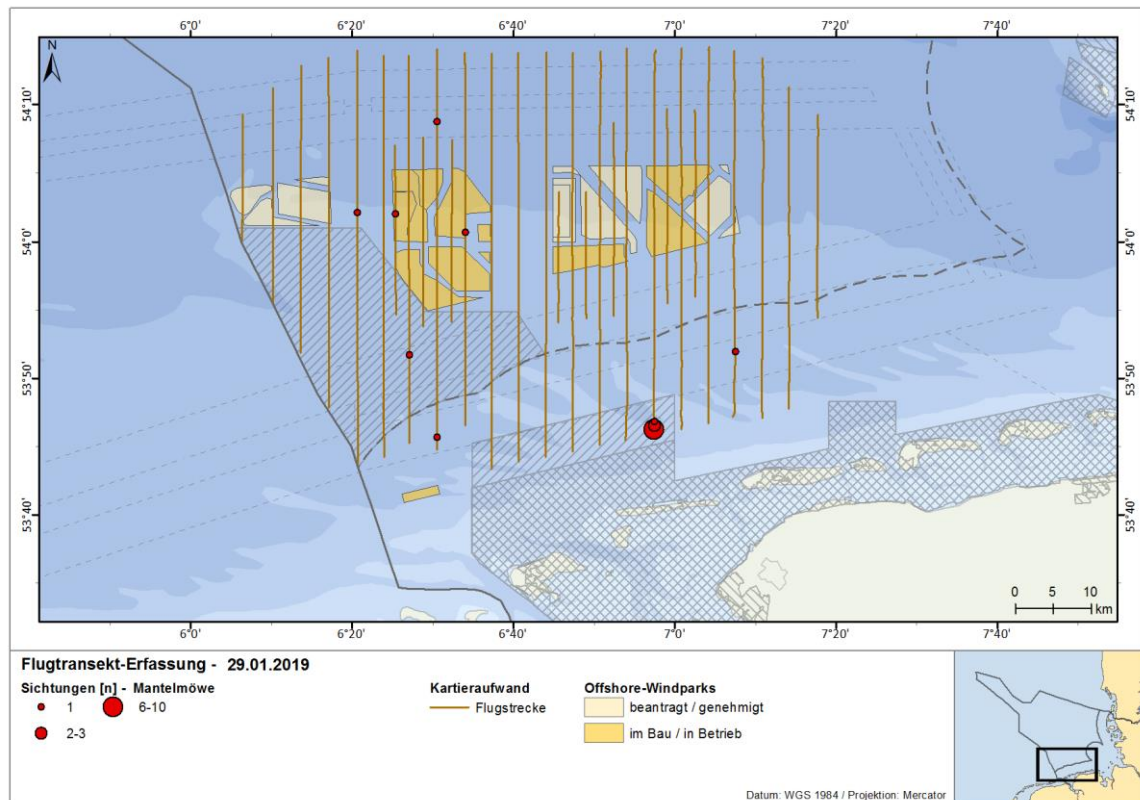
Mantelmöwe (Larus marinus)

Abb. A. 162 Sichtungen der Mantelmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2019

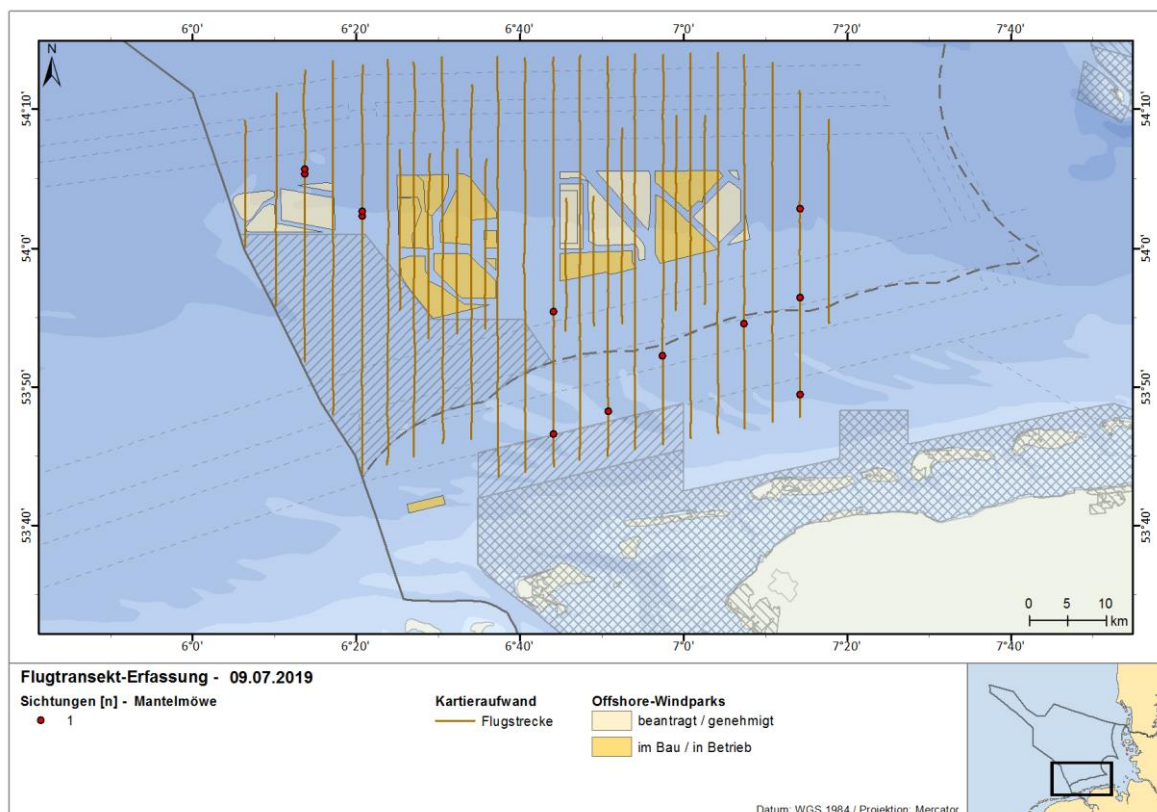


Abb. A. 163 Sichtungen der Mantelmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2018

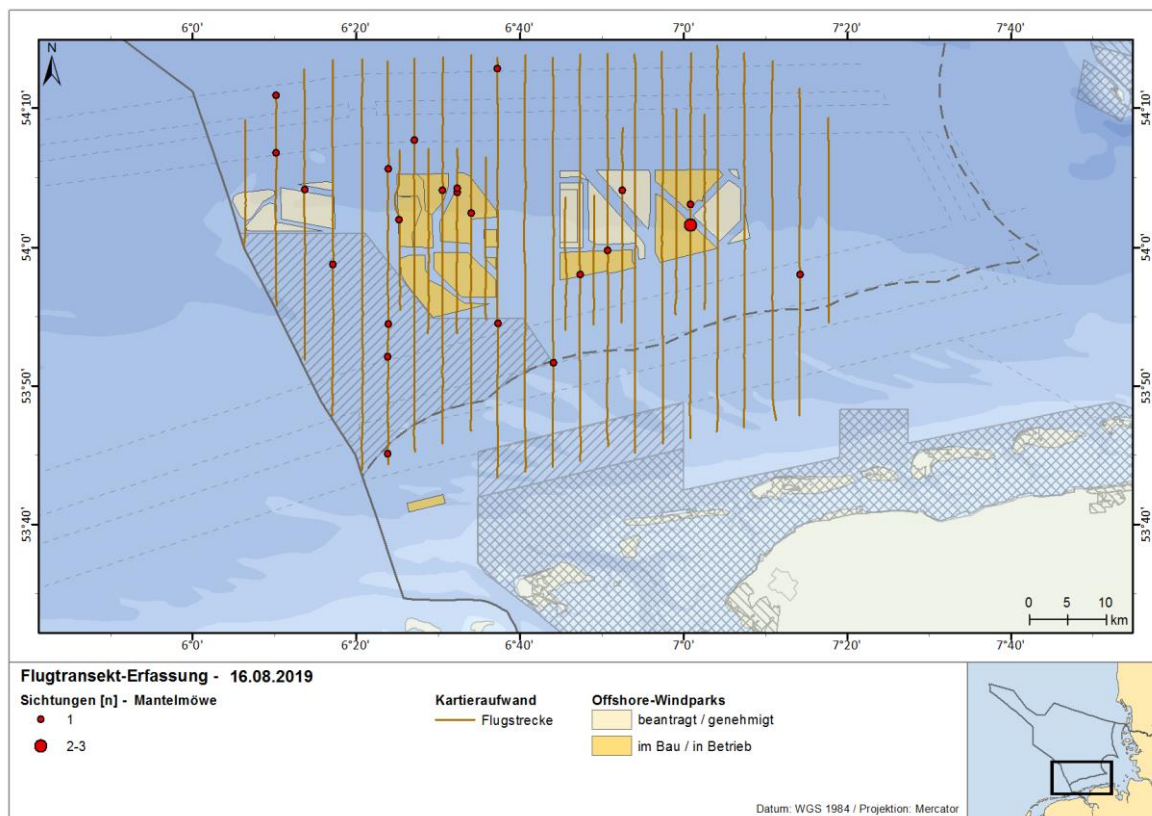


Abb. A. 164 Sichtungen der Mantelmeowen nach Flugtransekt-Erfassungen am 16. August 2019

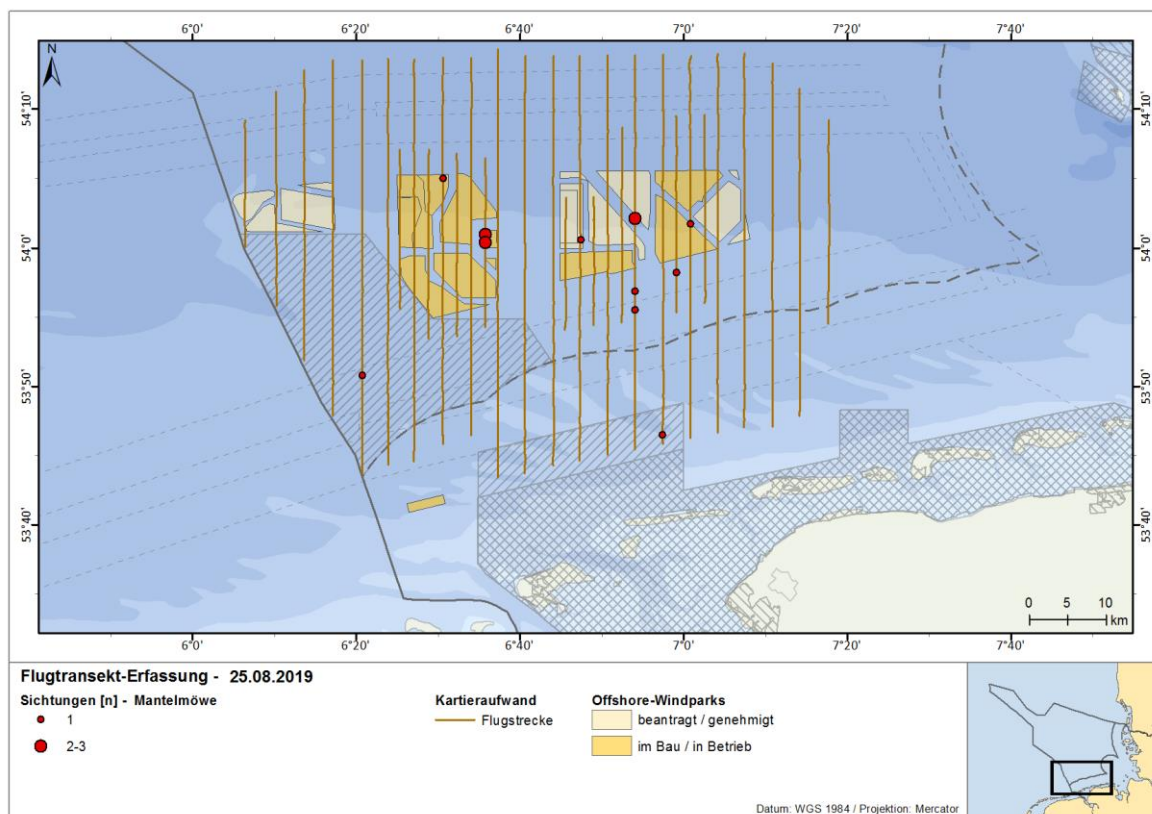


Abb. A. 165 Sichtungen der Mantelmeowen nach Flugtransekt-Erfassungen am 25. August 2019

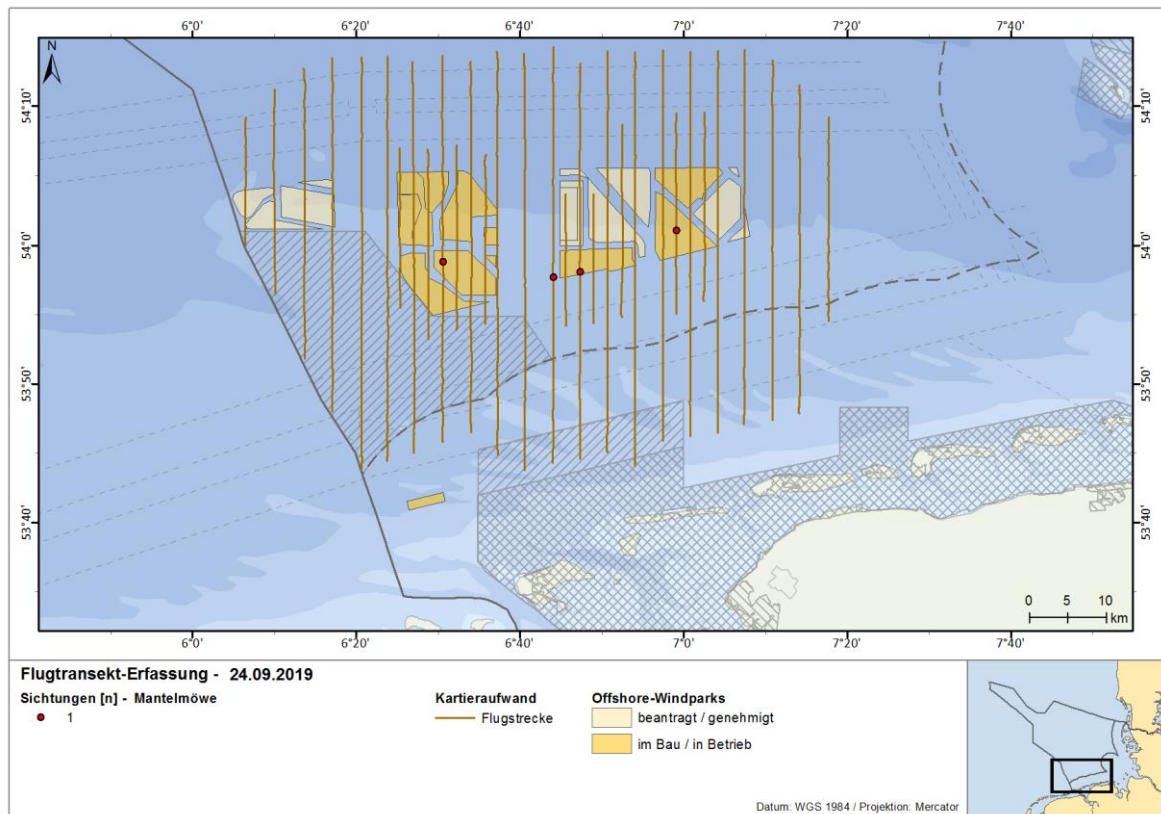


Abb. A. 166 Sichtungen der Mantelmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2019

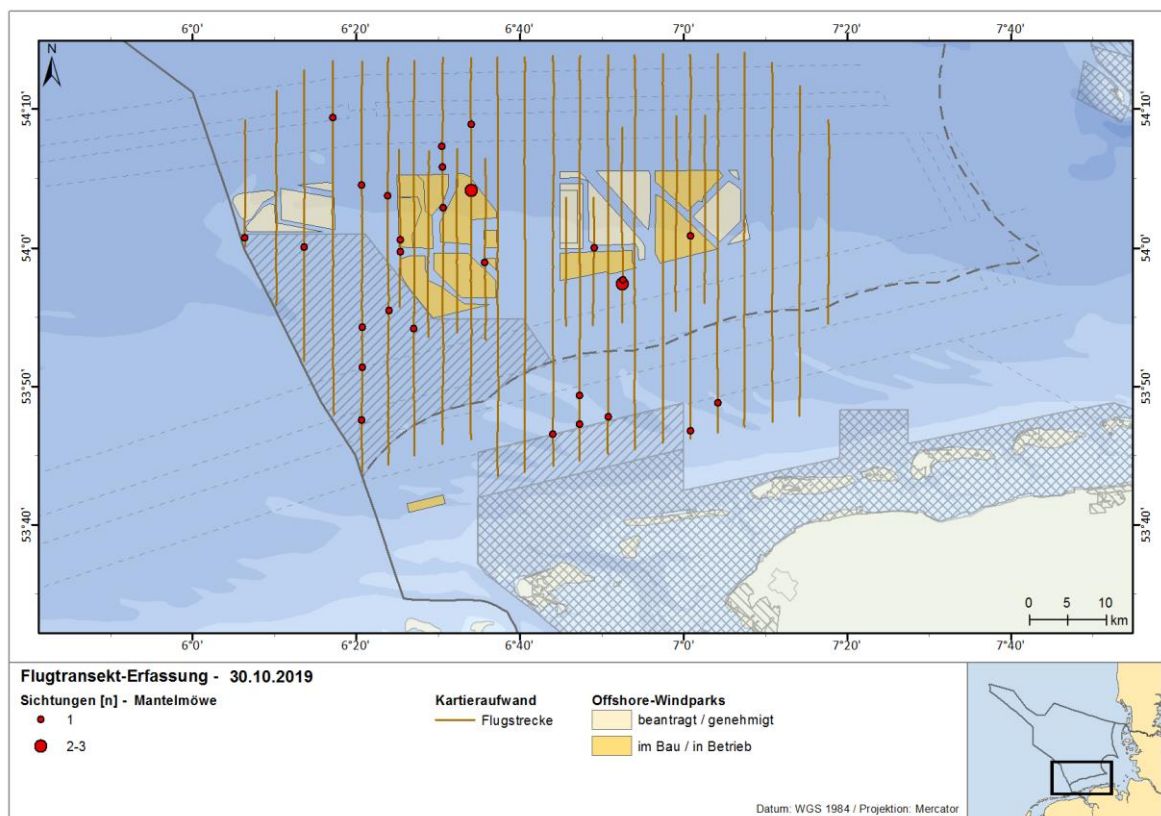


Abb. A. 167 Sichtungen der Mantelmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2019

Dreizehenmöwe (*Rissa tridactyla*)

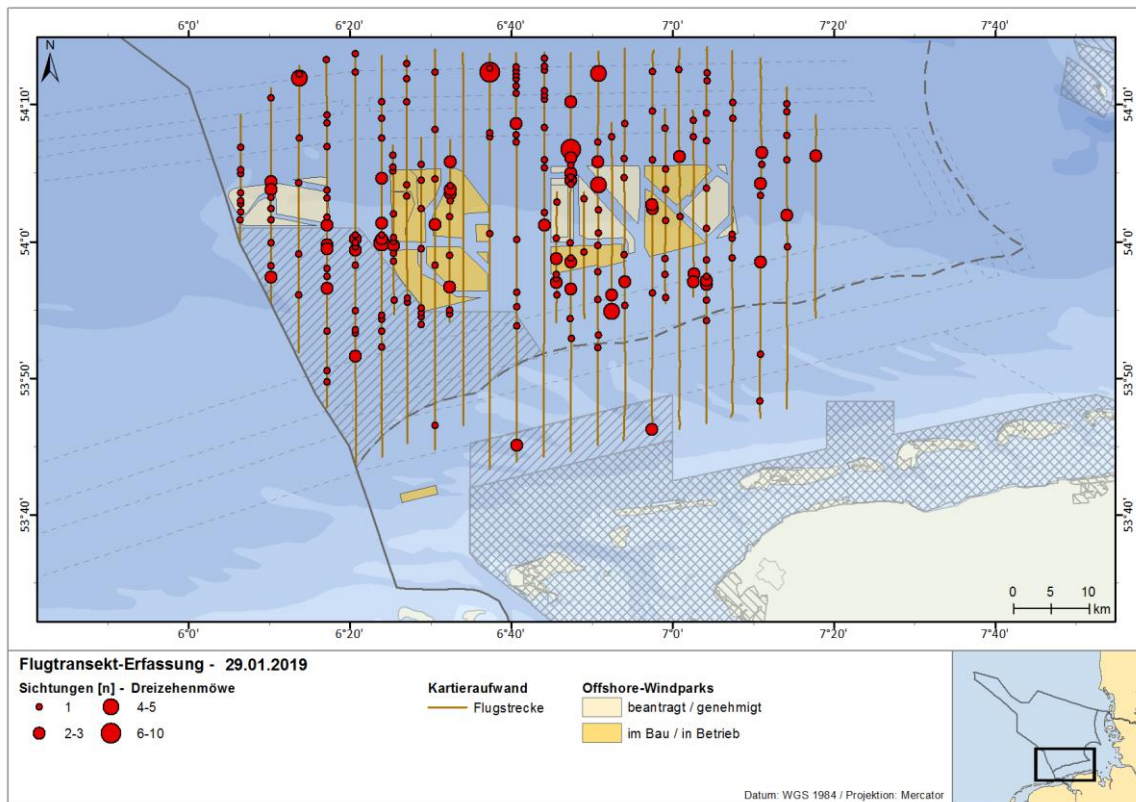


Abb. A. 168 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2019

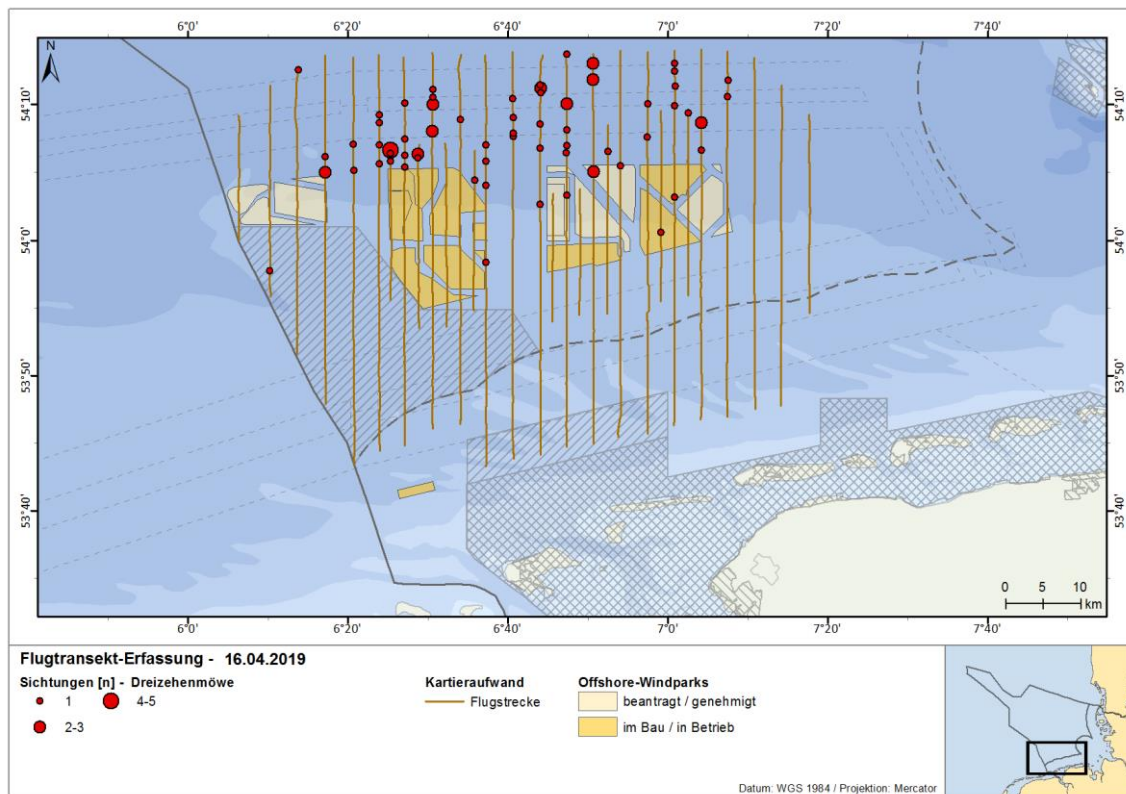


Abb. A. 169 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2019

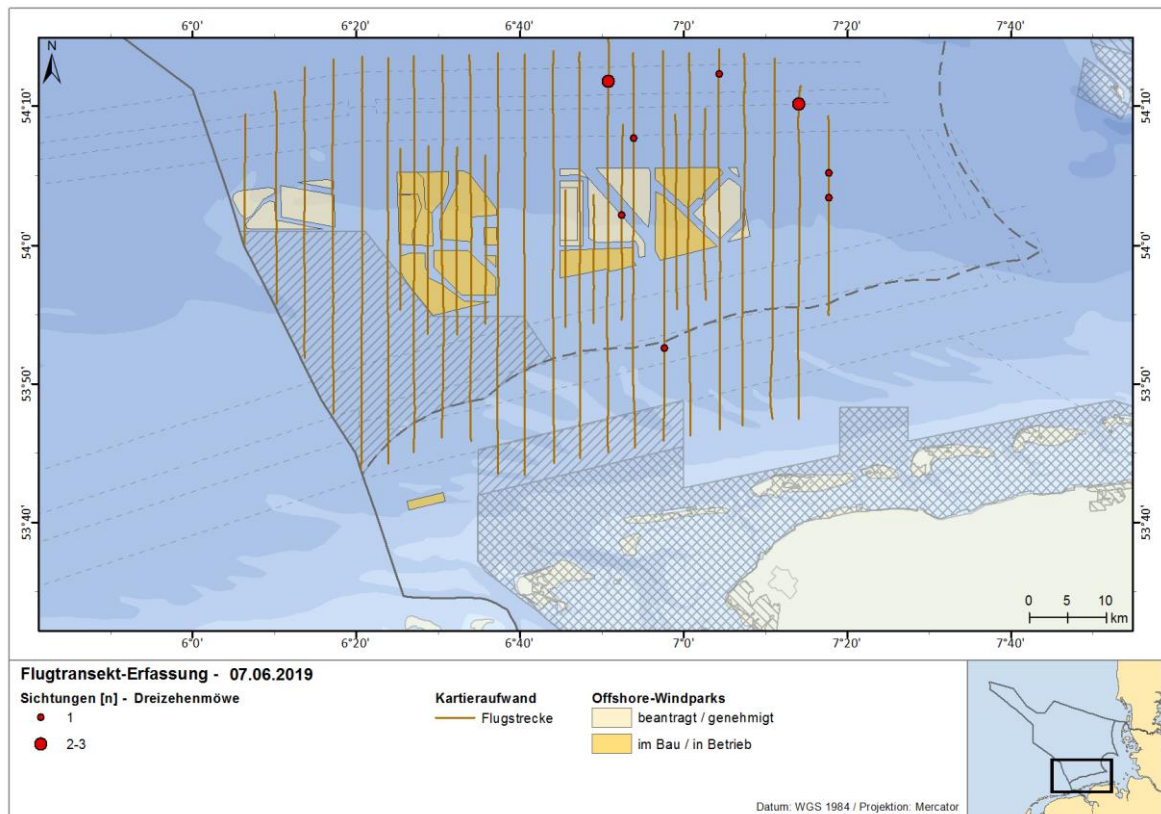


Abb. A. 170 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juni 2019

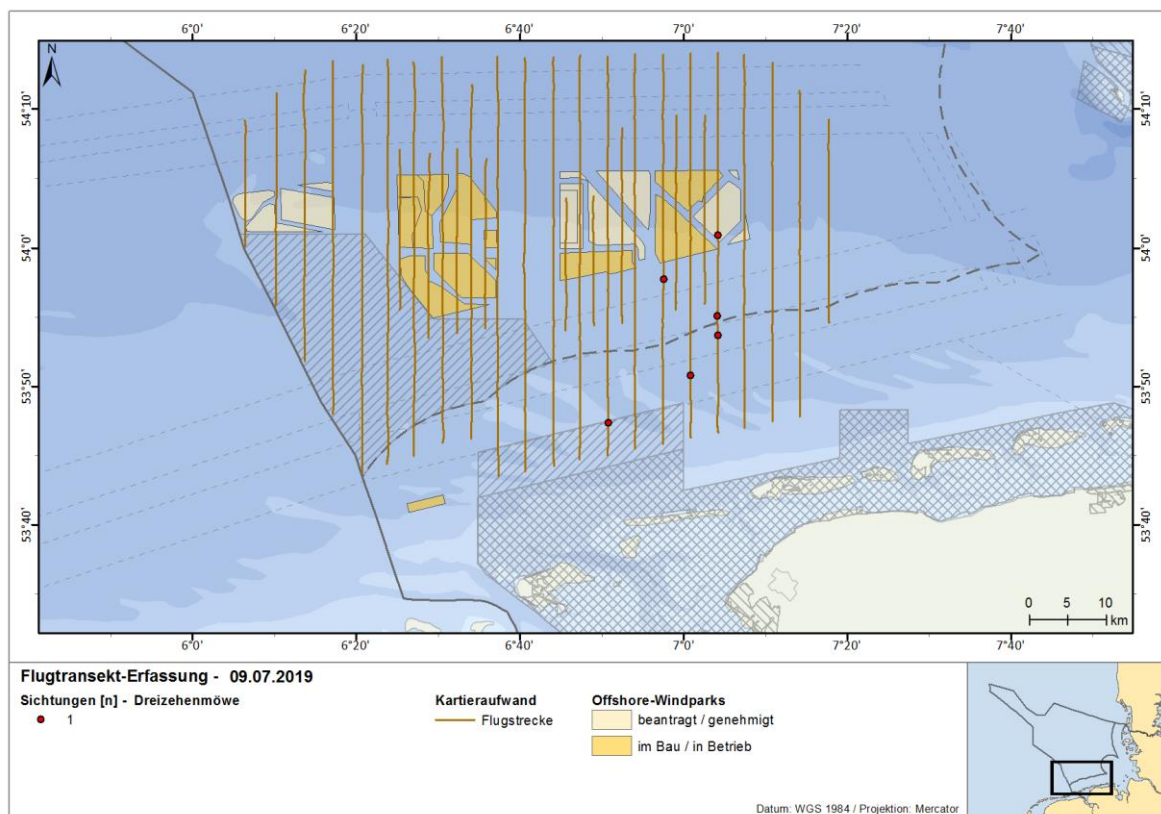


Abb. A. 171 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2019

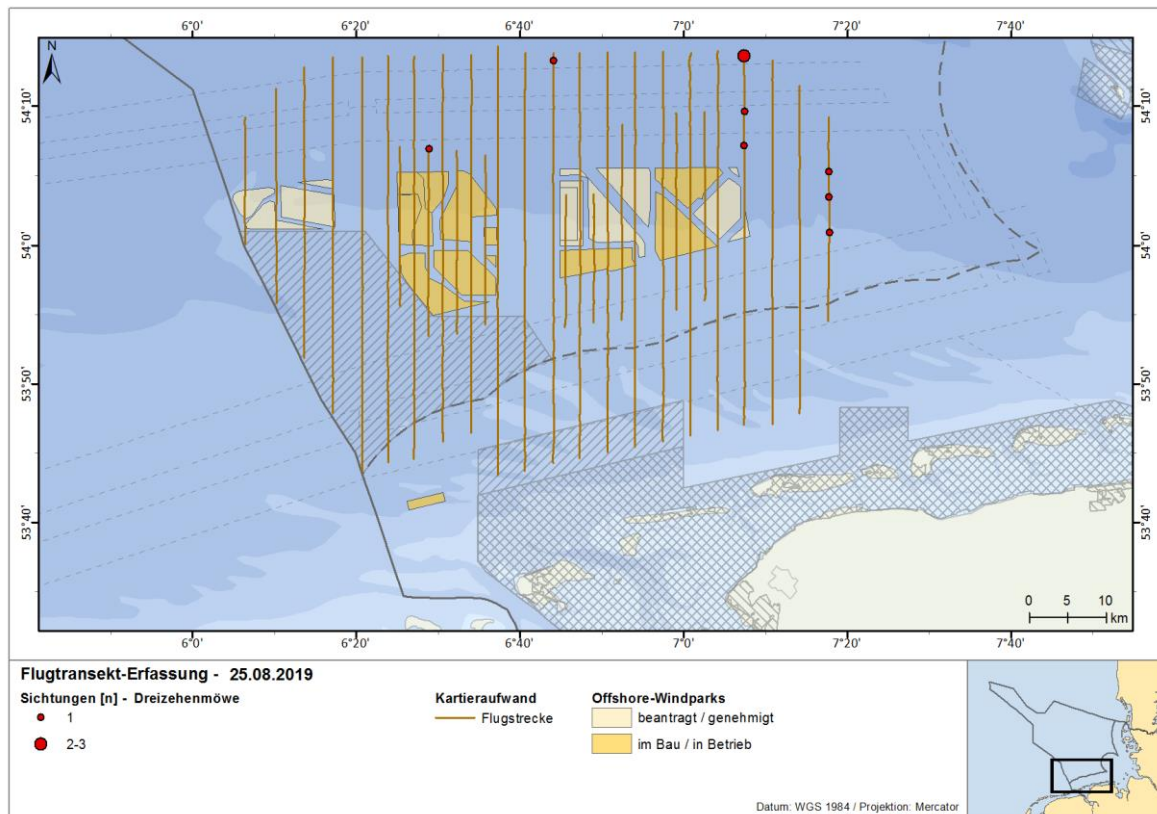


Abb. A. 172 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen am 25. August 2019

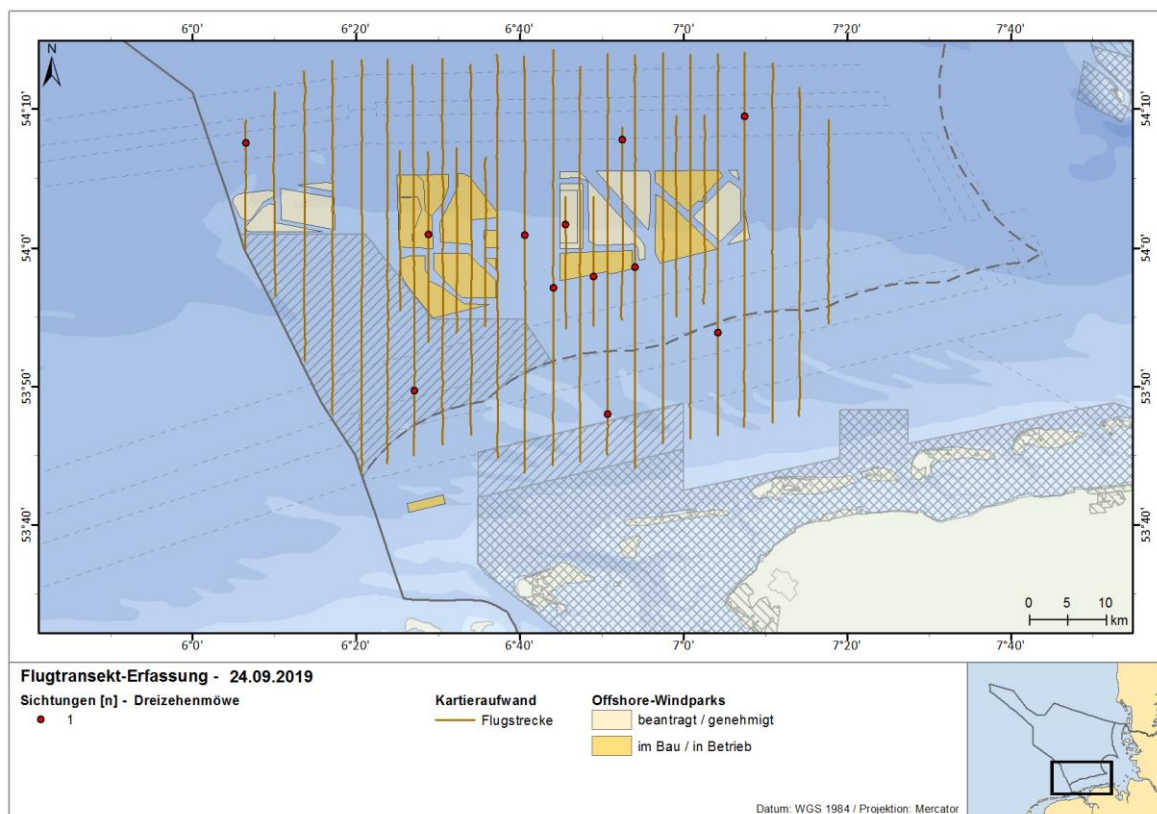


Abb. A. 173 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2019

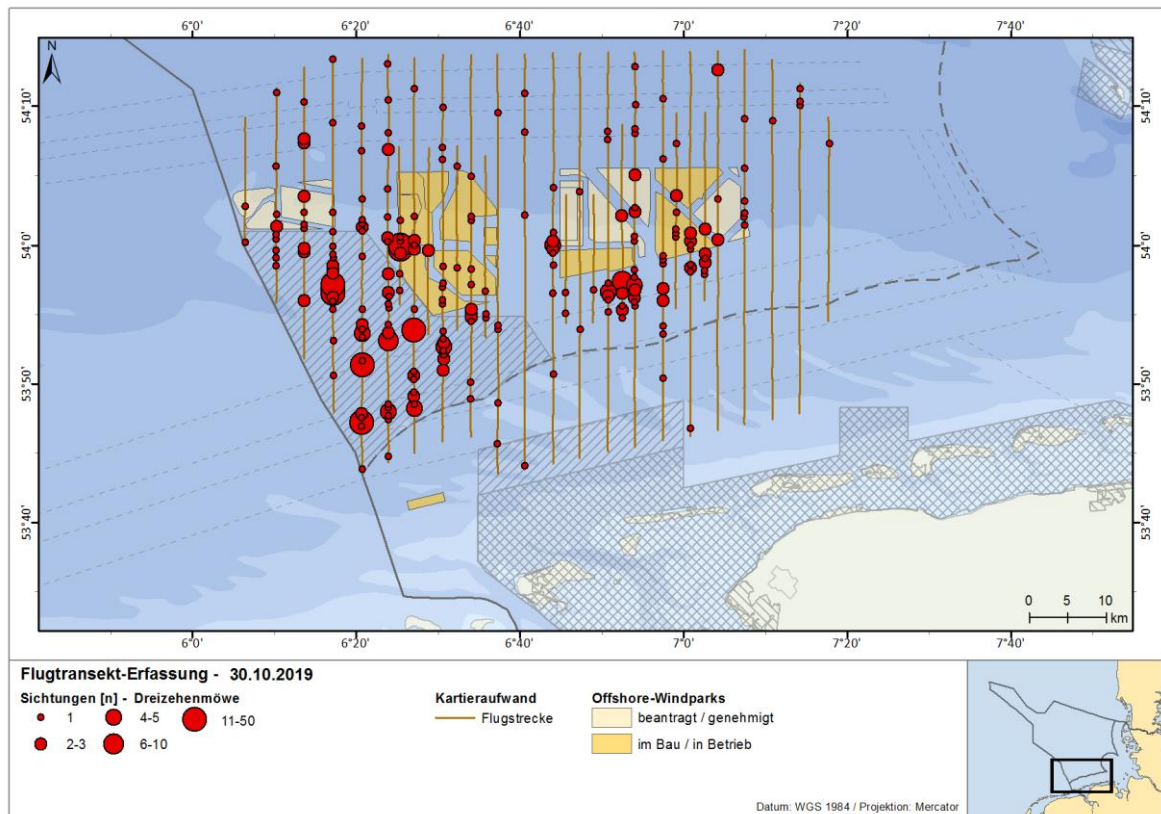


Abb. A. 174 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2019

Brandseeschwalben (*Sterna sandvicensis*)

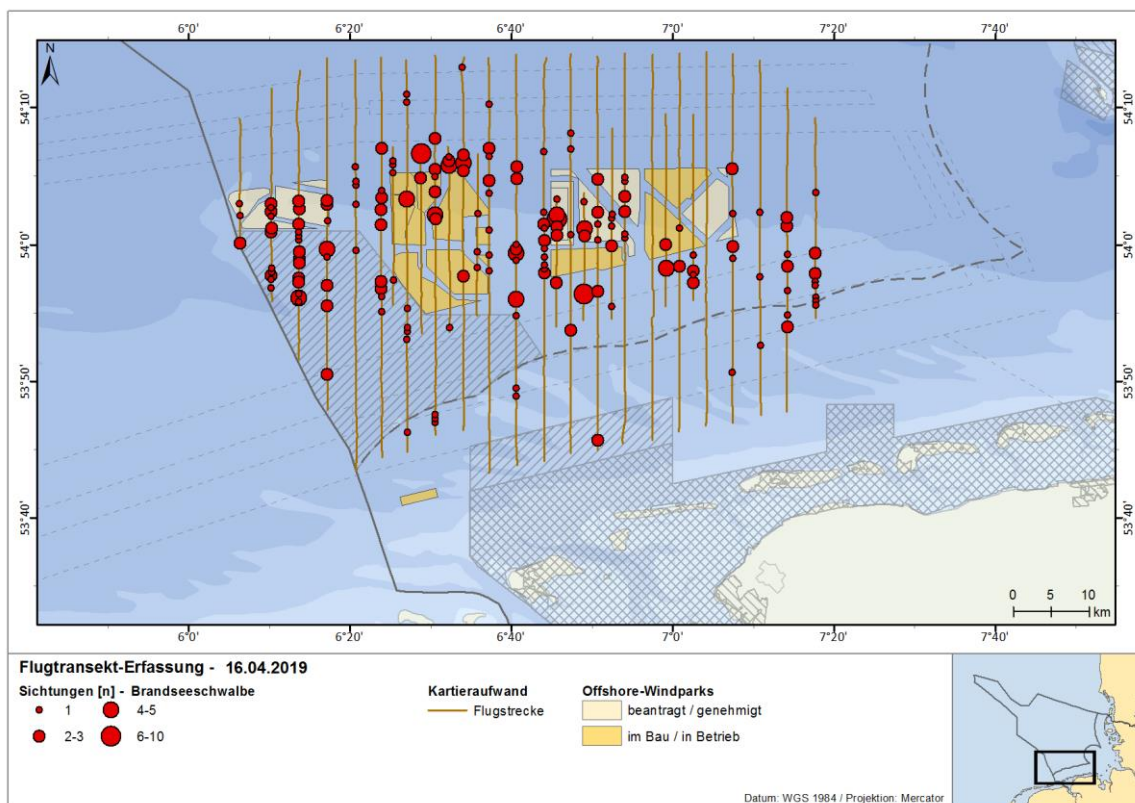


Abb. A. 175 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2019

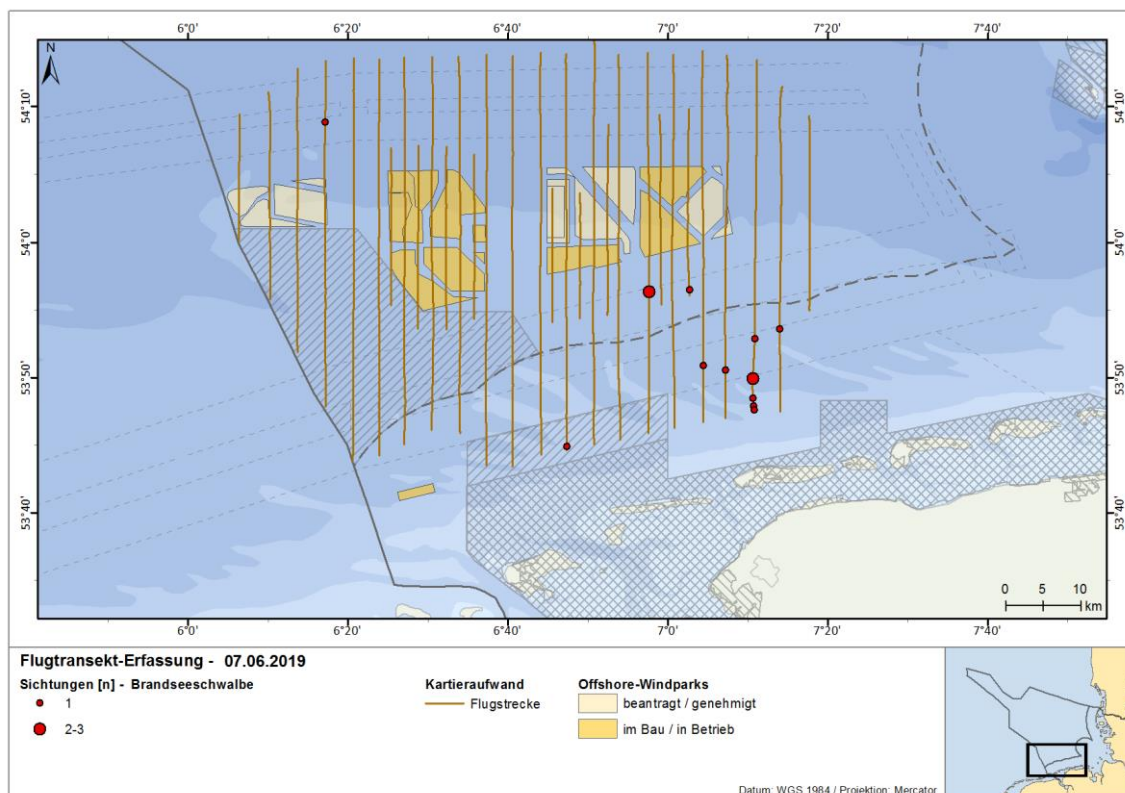


Abb. A. 176 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im Juni 2019

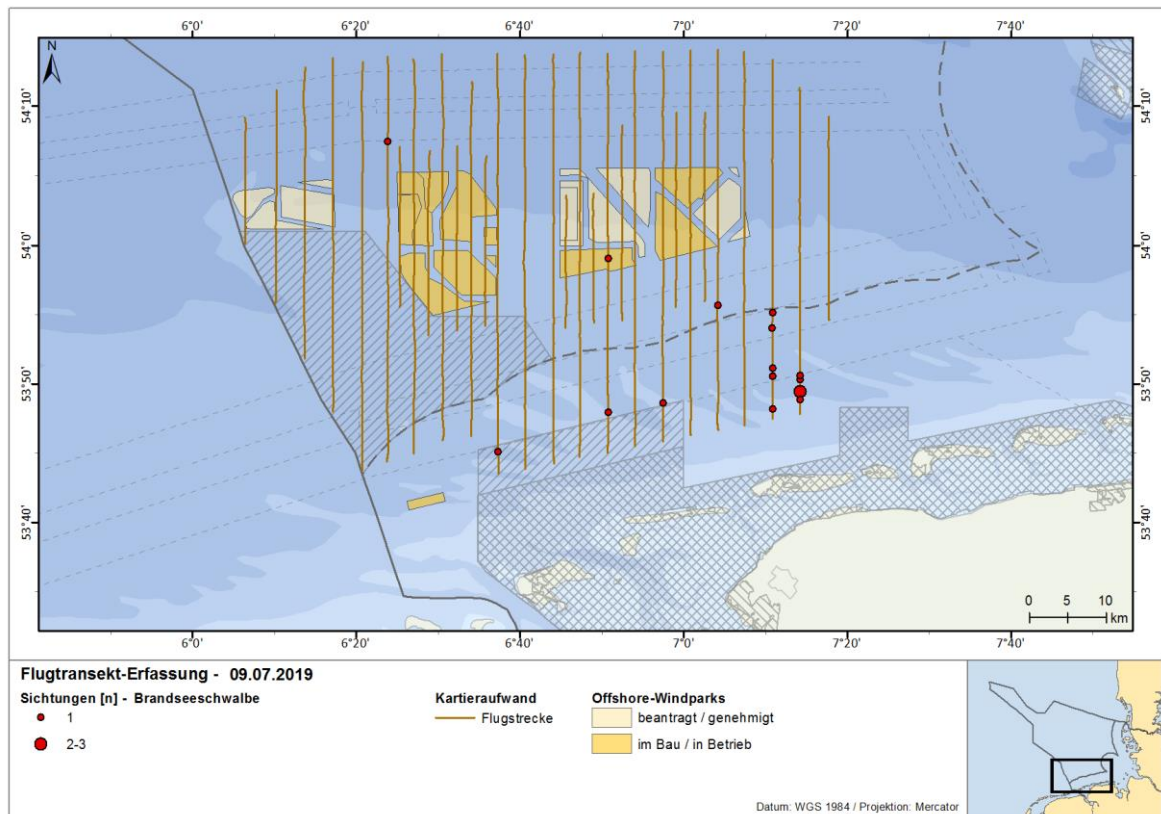


Abb. A. 177 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2019

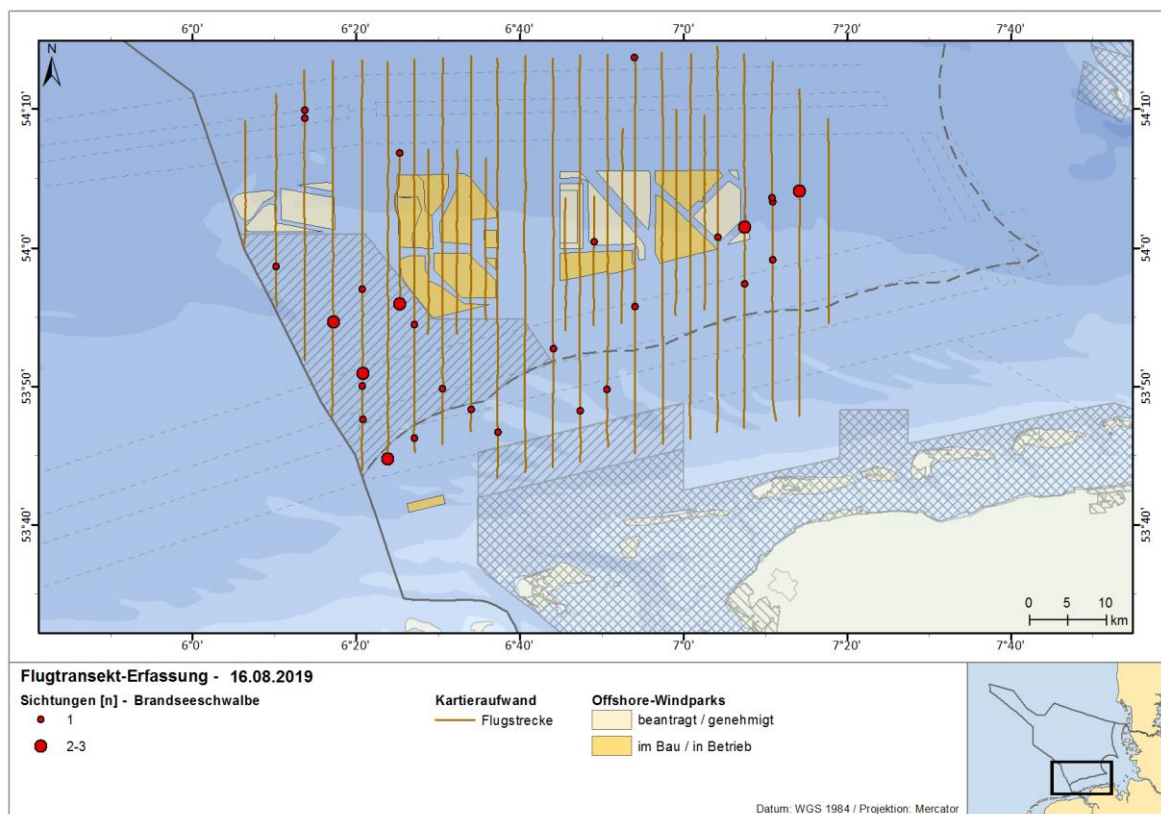


Abb. A. 178 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen am 16. August 2019

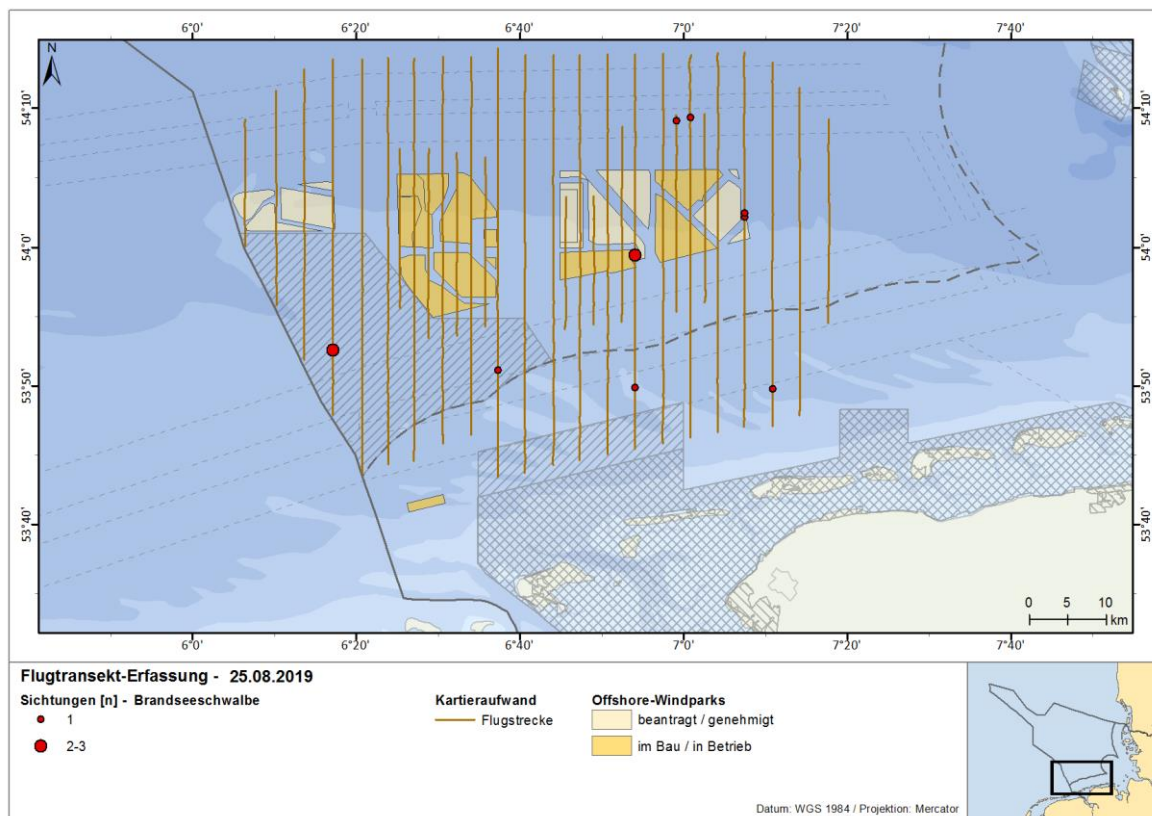


Abb. A. 179 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen am 25. August 2019

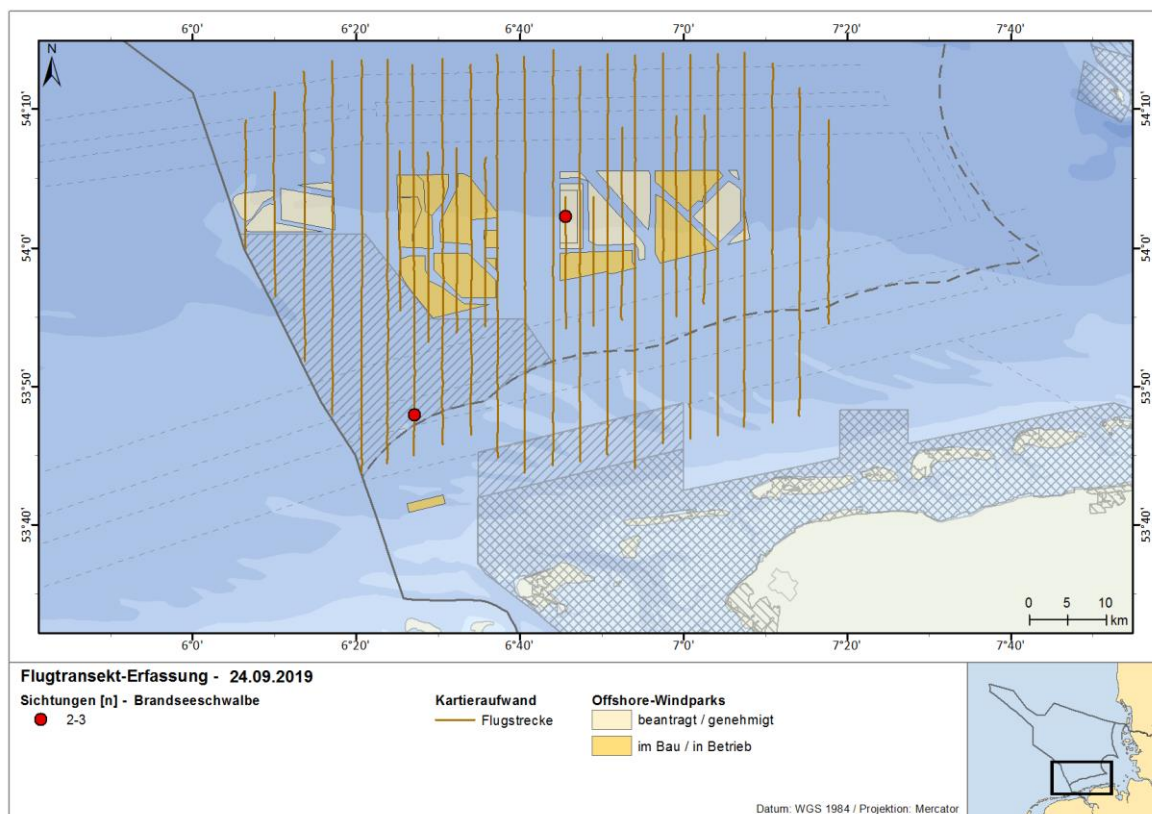


Abb. A. 180 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2019

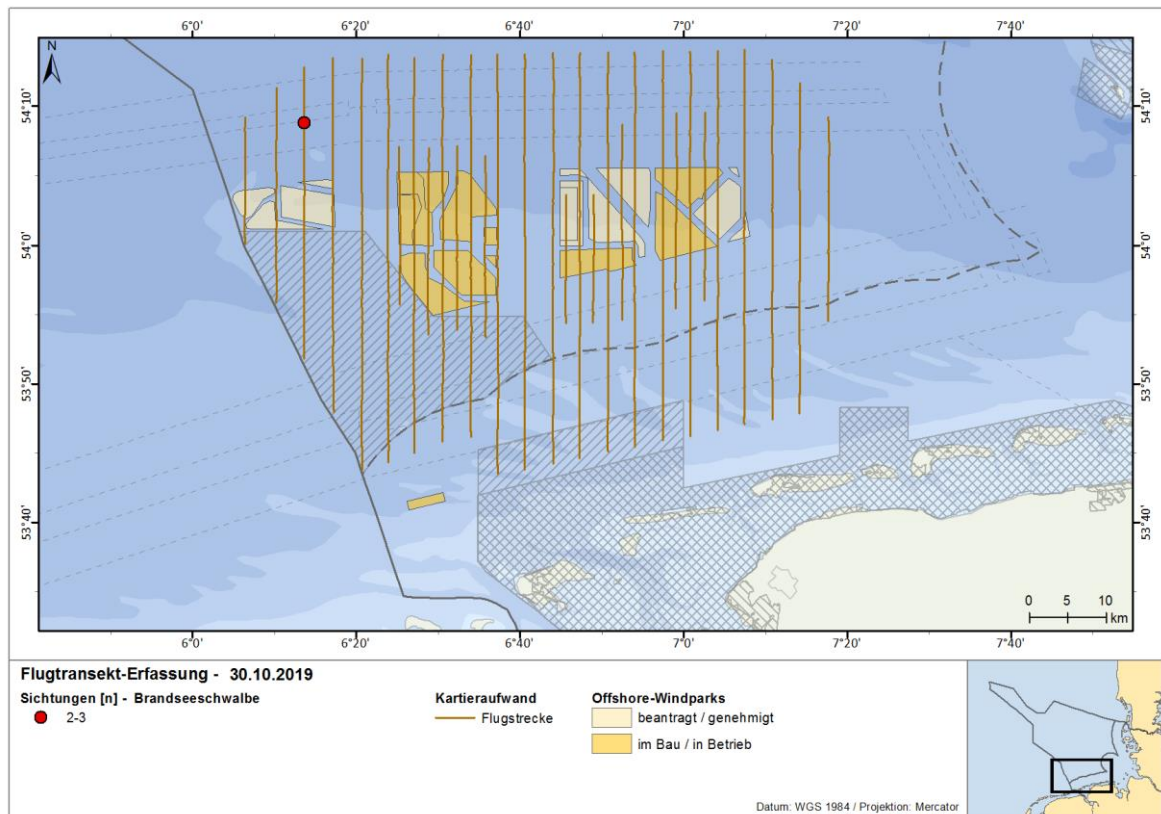


Abb. A. 181 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2019

Fluss- und Küstenseeschwalben (*Sterna hirundo*/*Sterna paradisaea*)

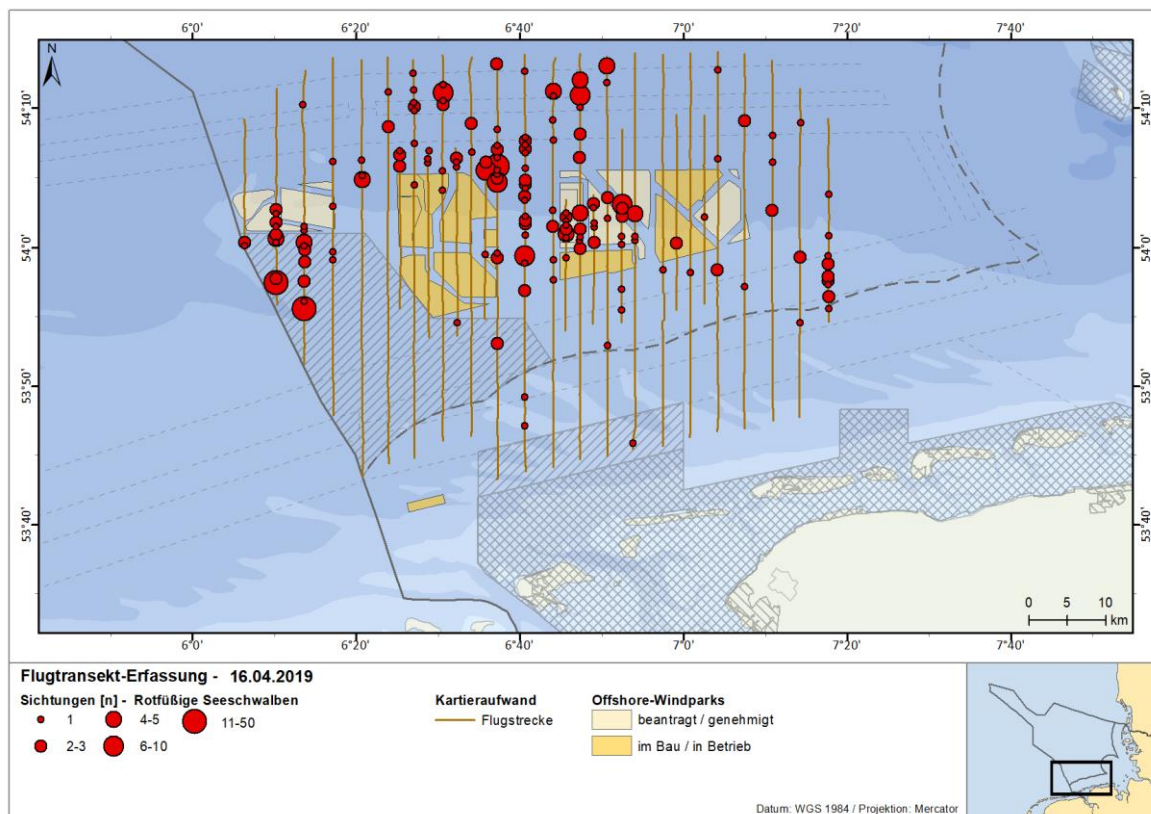


Abb. A. 182 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2019

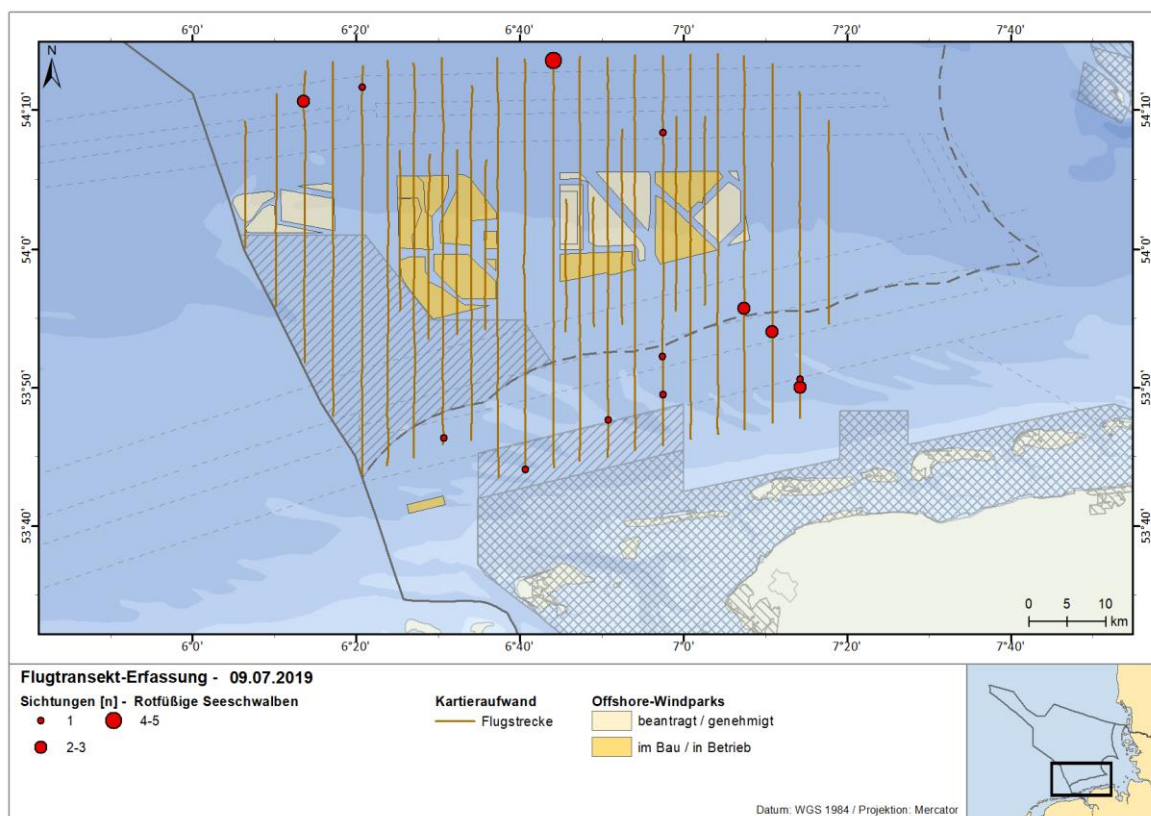


Abb. A. 183 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2019

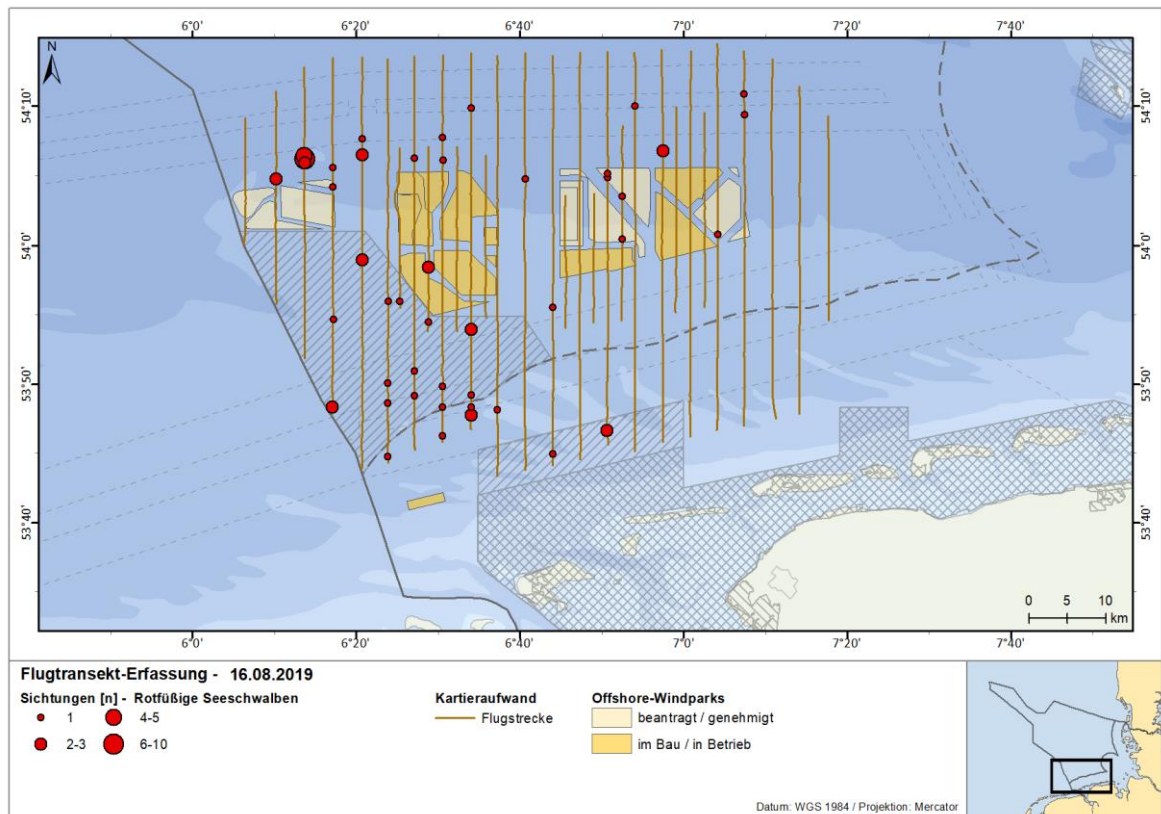


Abb. A. 184 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen am 16. August 2019

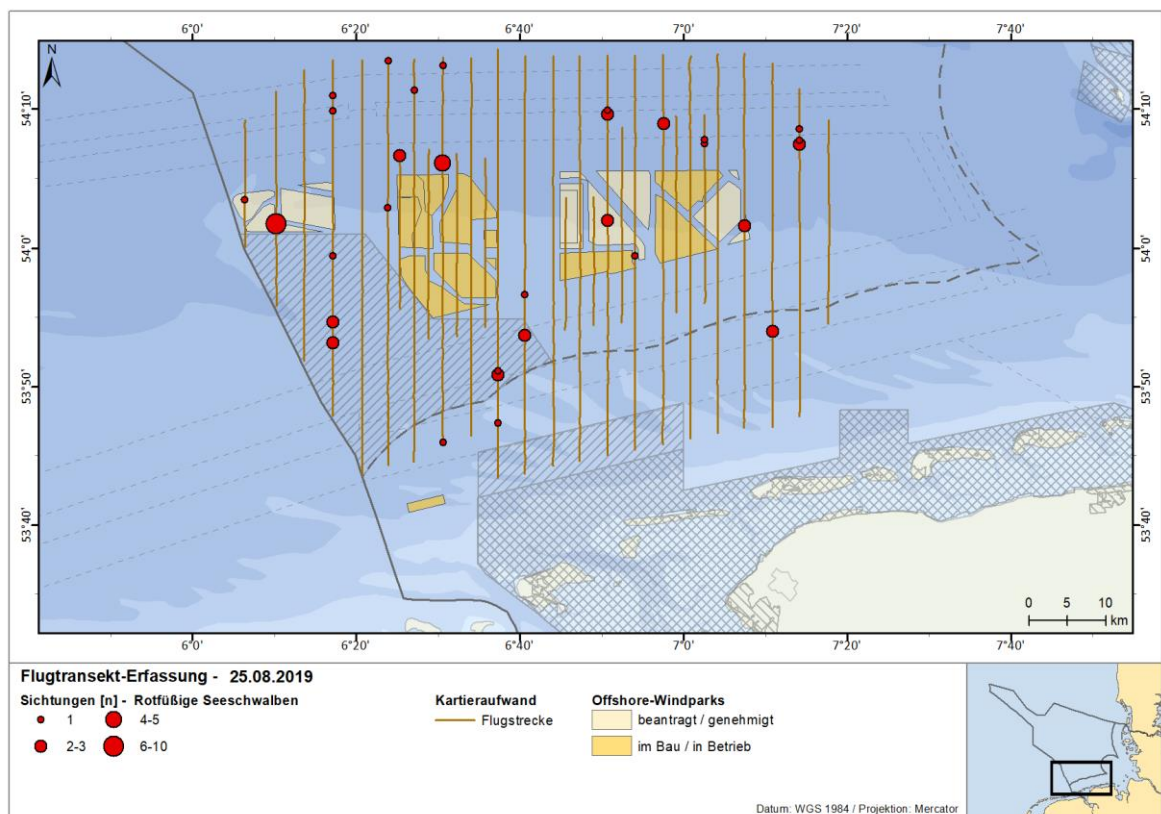


Abb. A. 185 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen am 25. August 2019

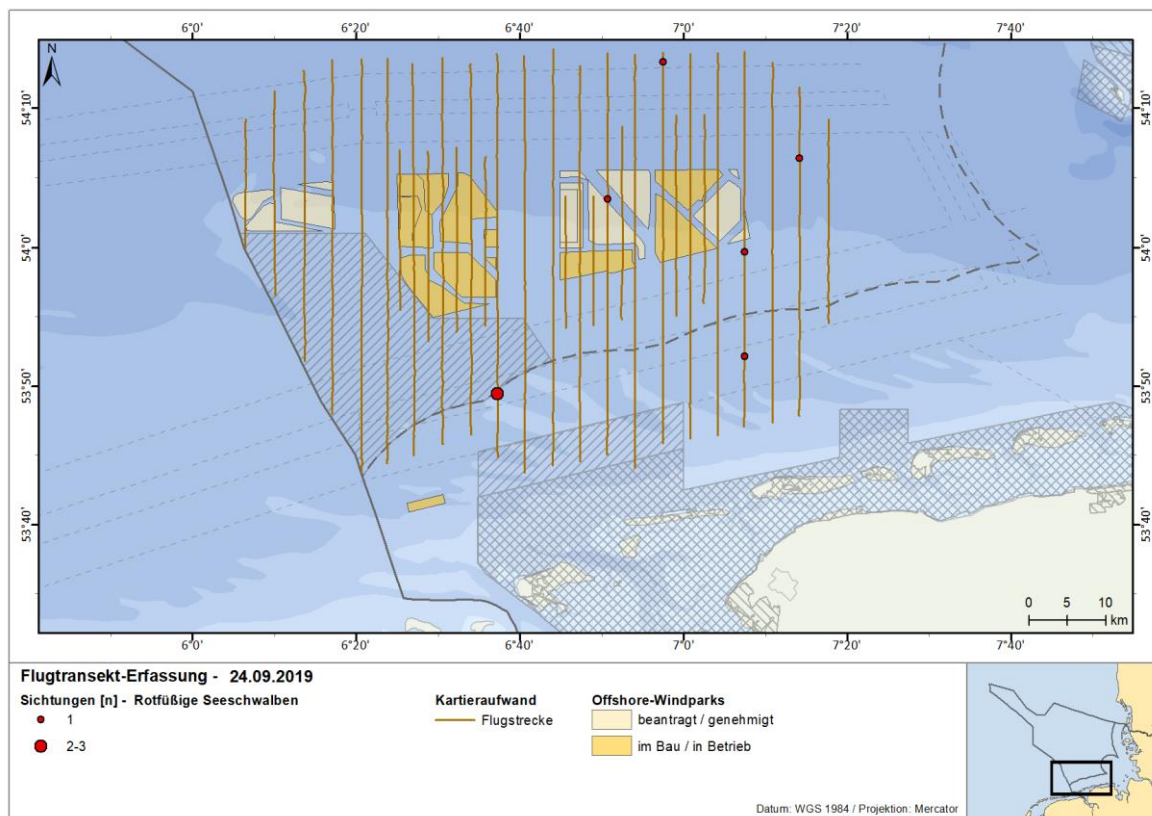


Abb. A. 186 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2019

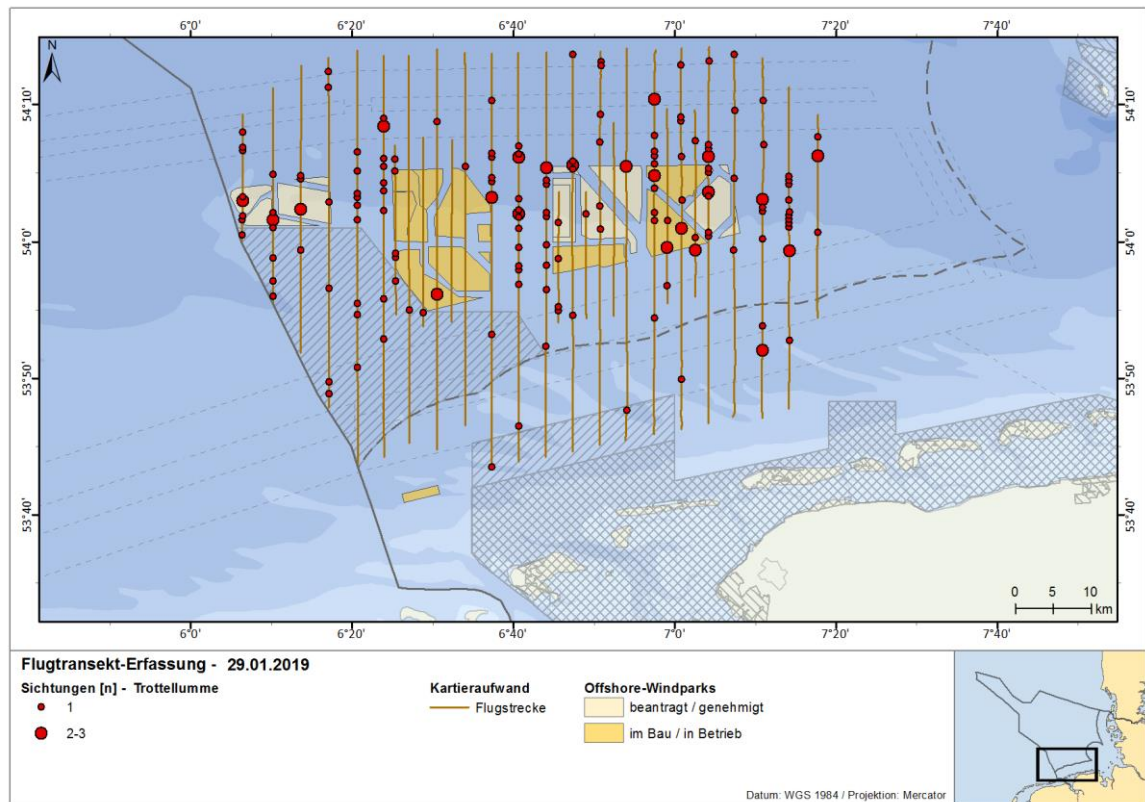
Trottellumme (Uria aalge)

Abb. A. 187 Sichtungen der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2019

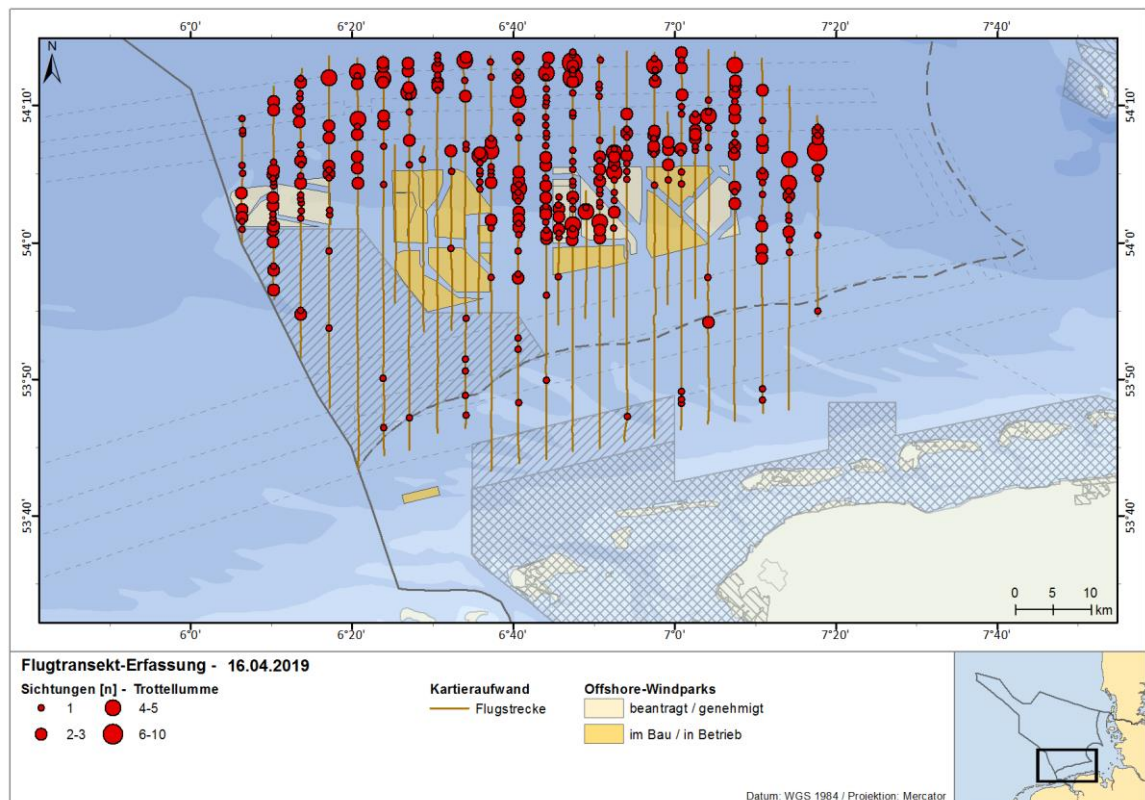


Abb. A. 188 Sichtungen der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2019

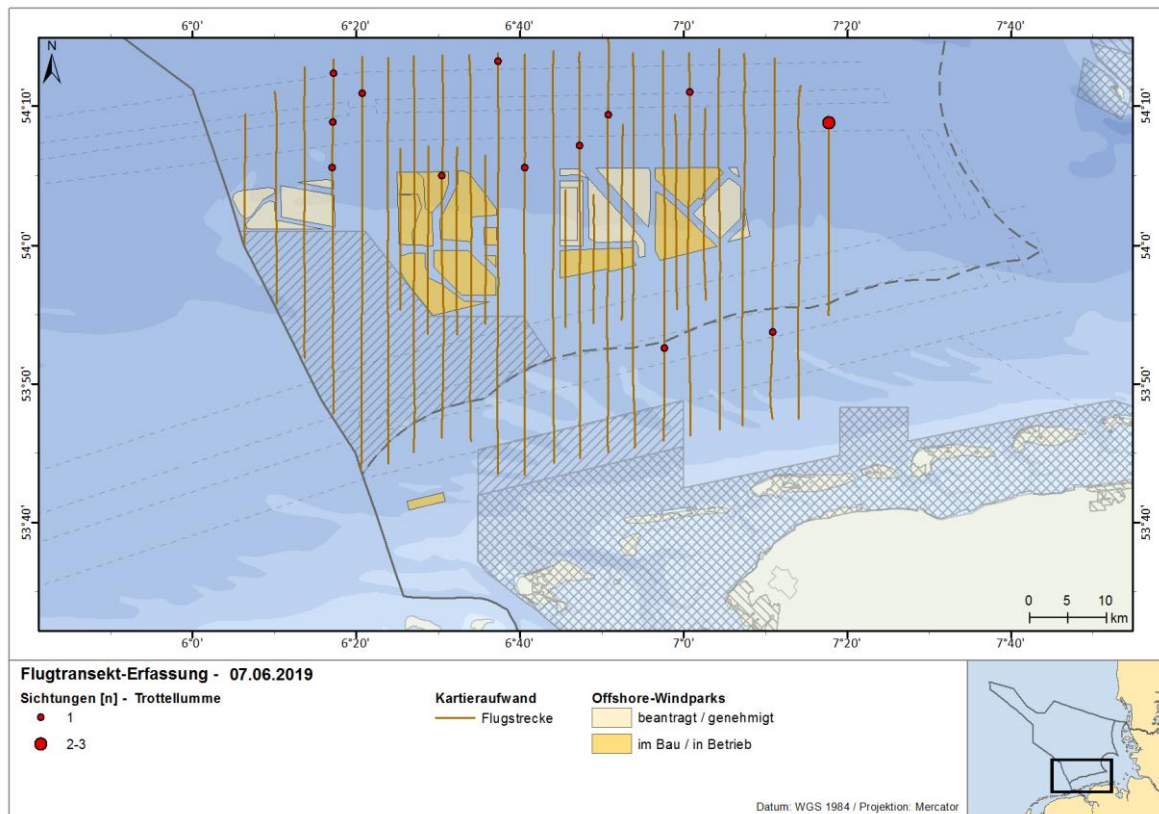


Abb. A. 189 Sichtungen der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juni 2019

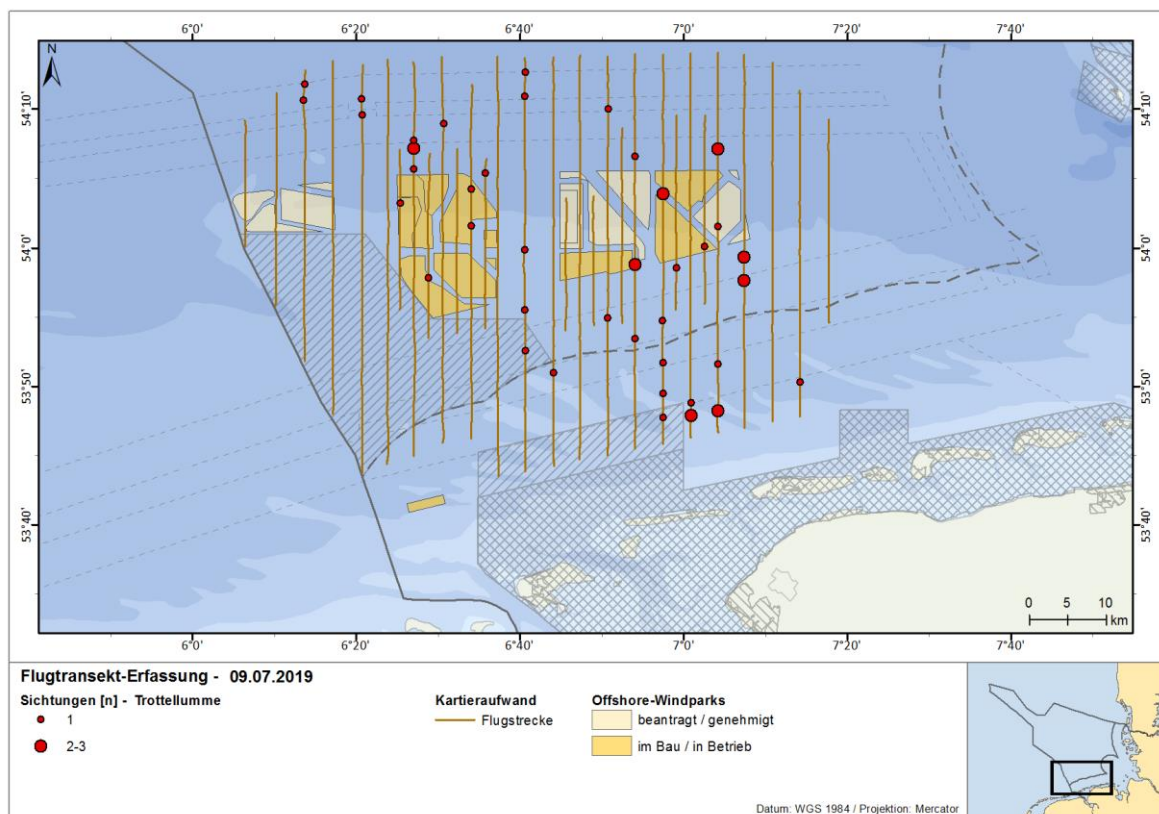


Abb. A. 190 Sichtungen der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2019

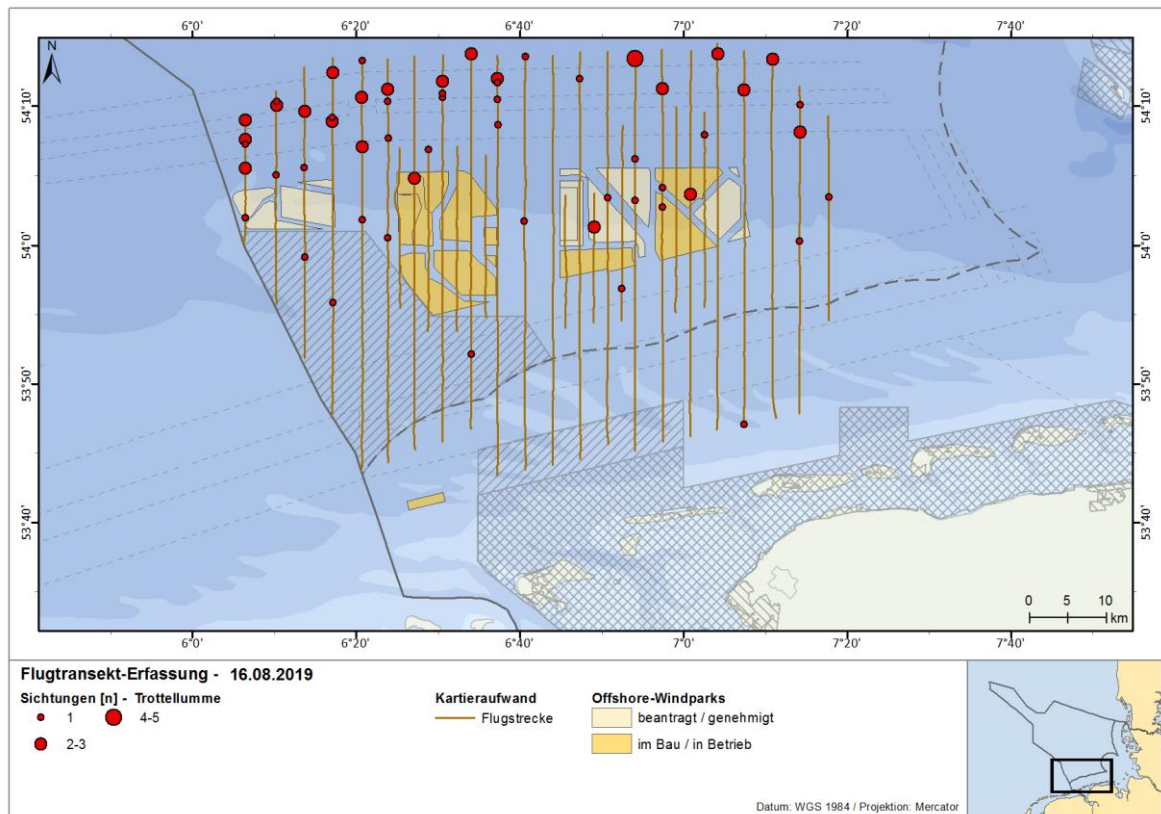


Abb. A. 191 Sichtungen der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen am 16. August 2019

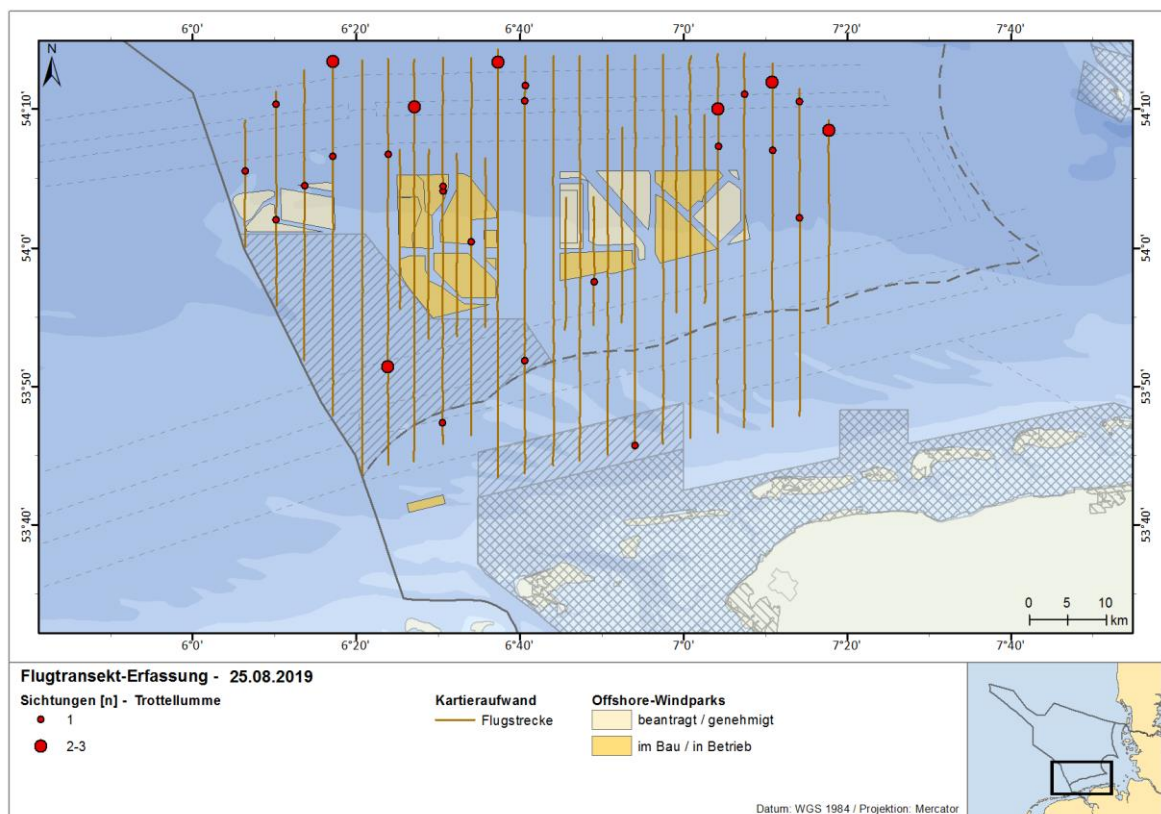


Abb. A. 192 Sichtungen der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen am 25. August 2019

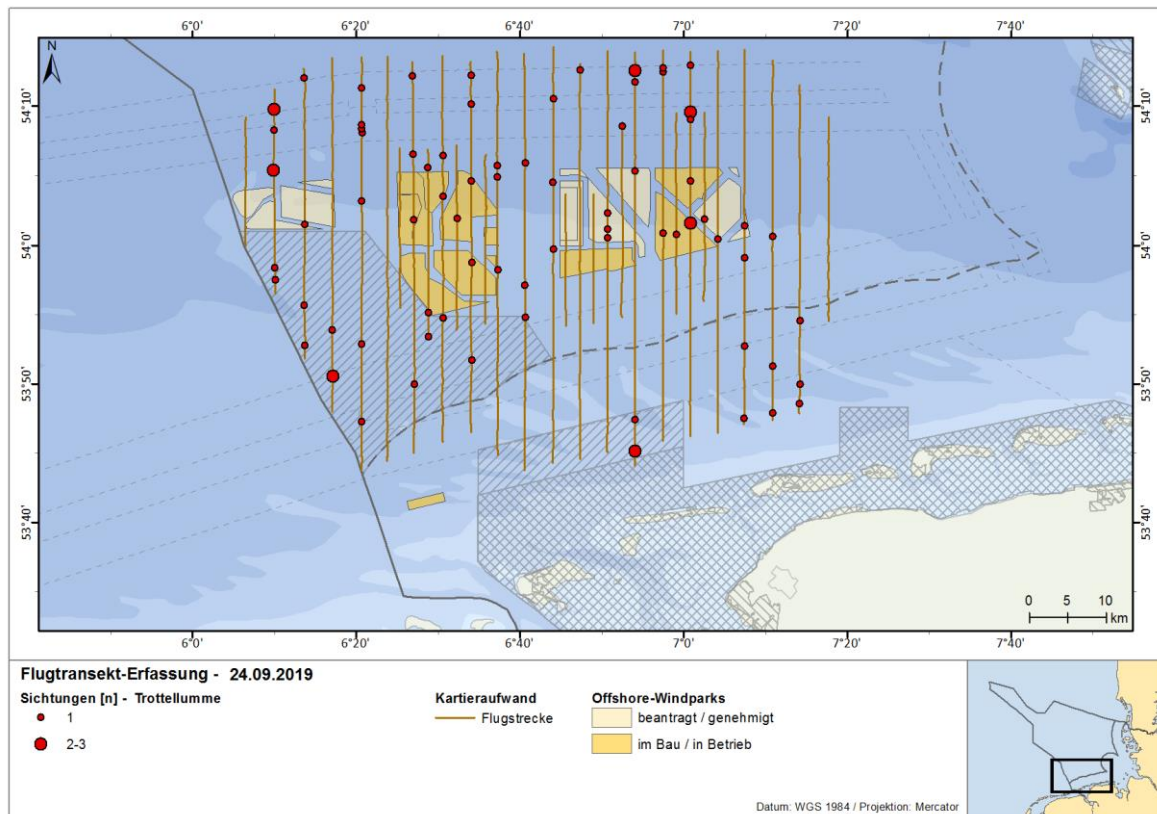


Abb. A. 193 Sichtungen der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2019

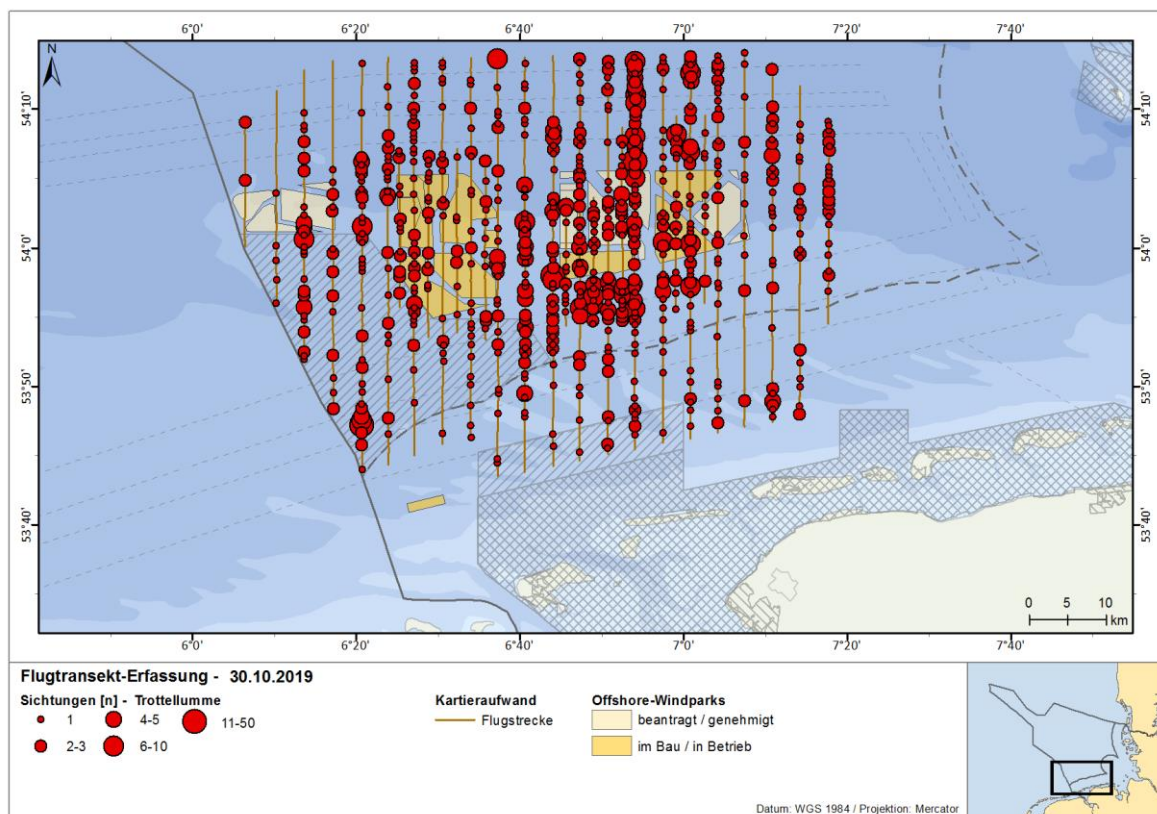


Abb. A. 194 Sichtungen der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2019

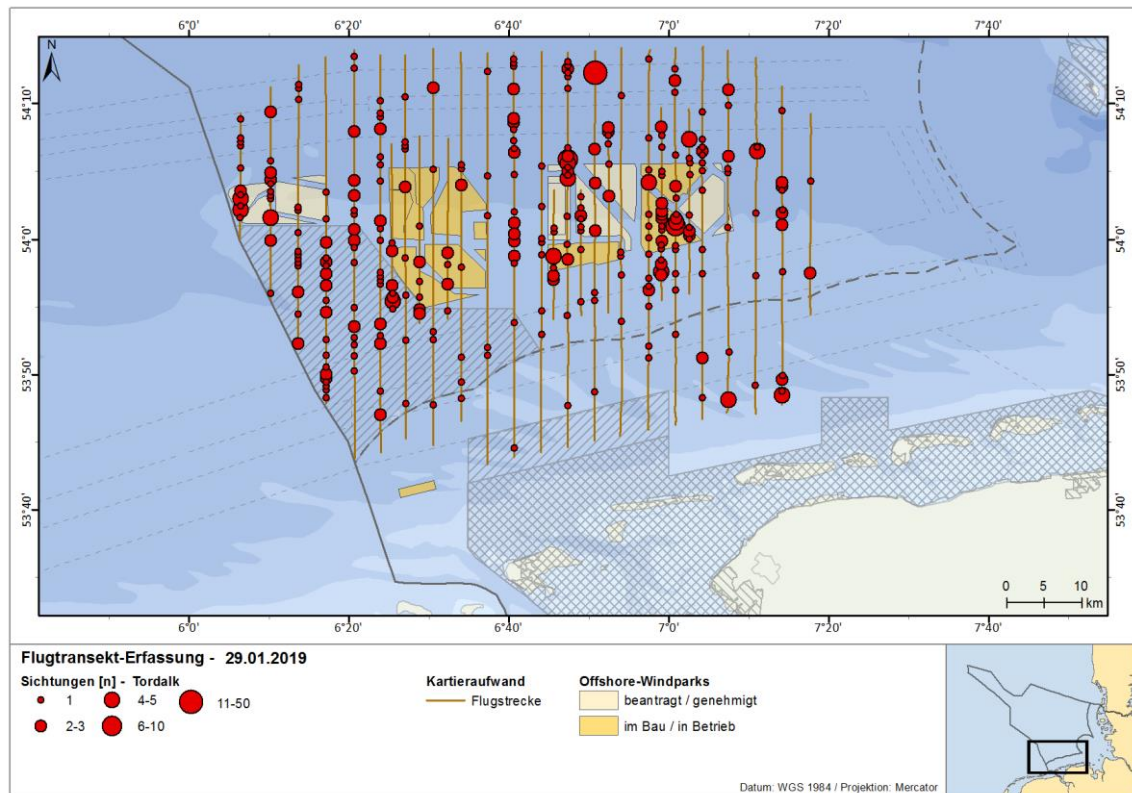
Tordalk (Alca torda)

Abb. A. 195 Sichtungen der Tordalken nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2019

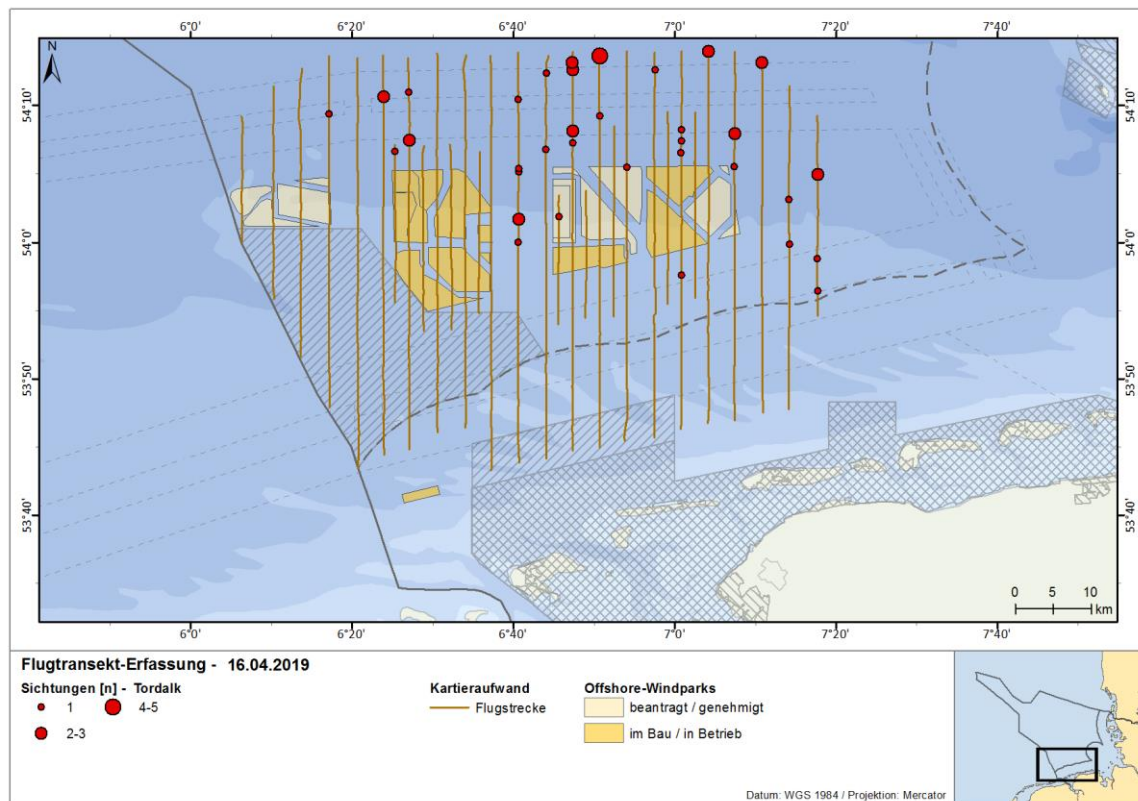


Abb. A. 196 Sichtungen der Tordalken nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2019

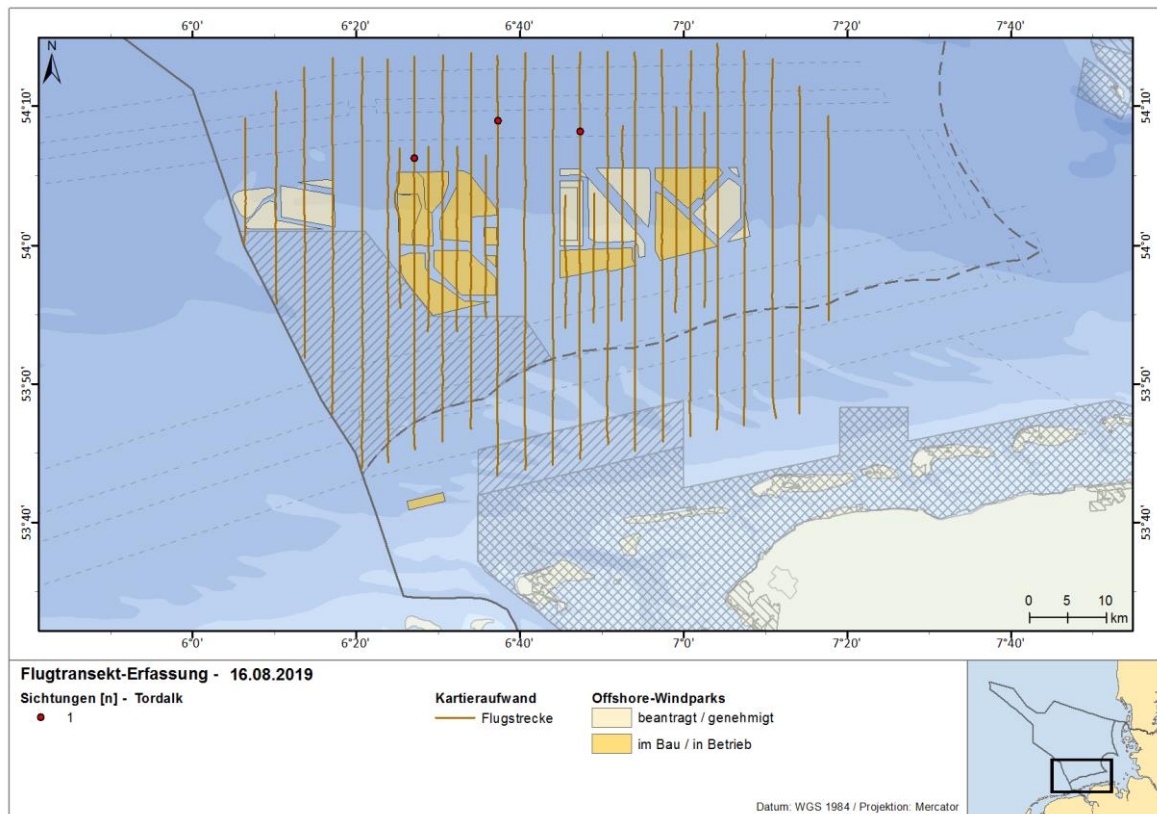


Abb. A. 197 Sichtungen der Tordalken nach Flugtransekt-Erfassungen am 16. August 2019

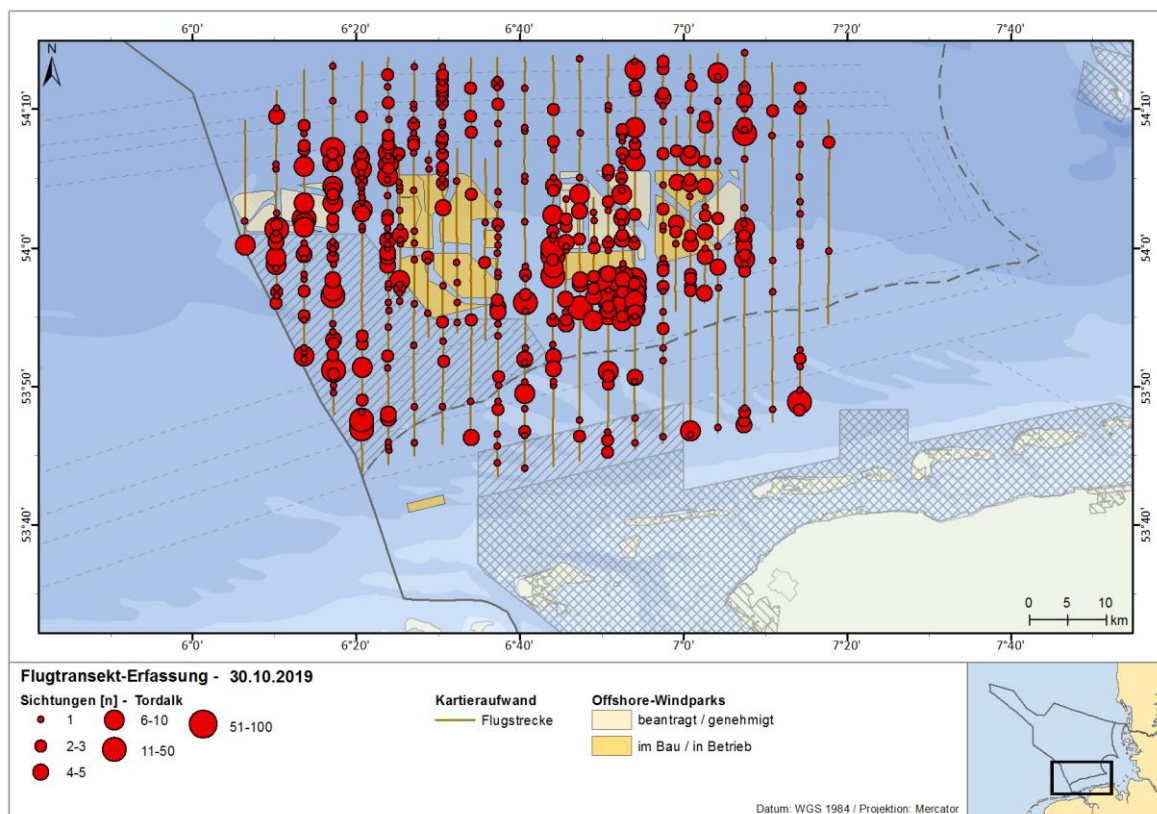


Abb. A. 198 Sichtungen der Tordalken nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2019

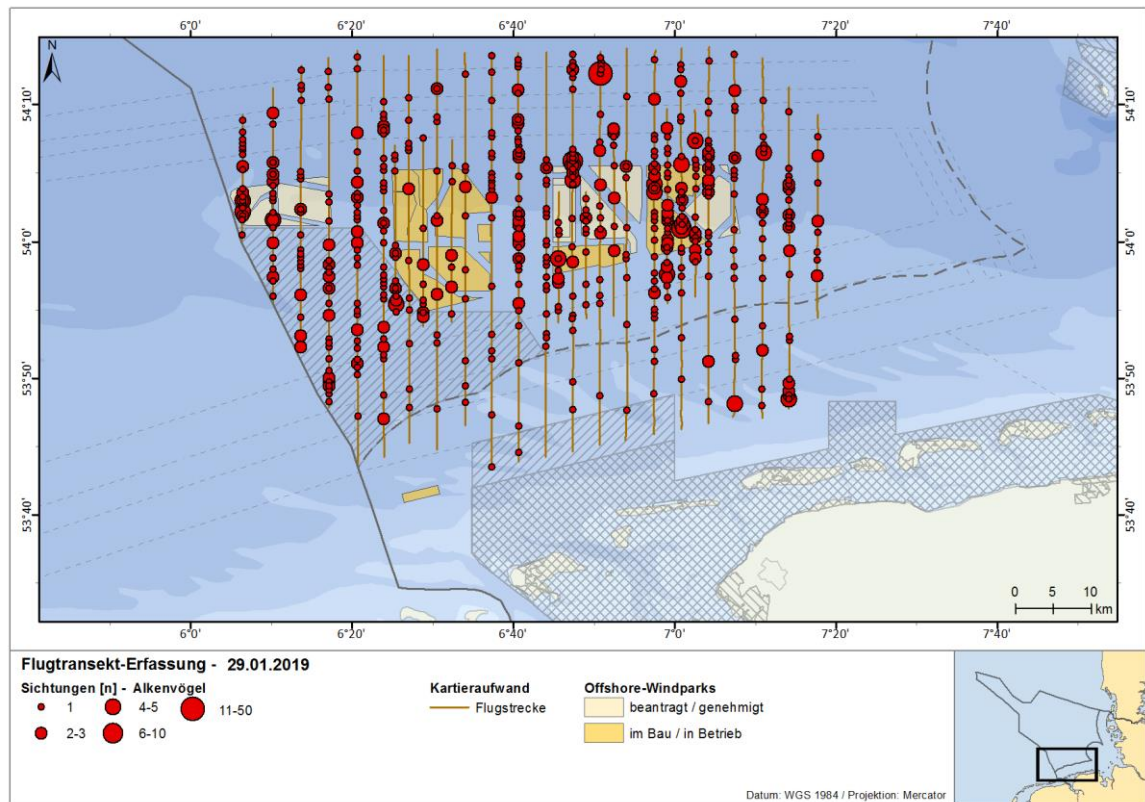
Alkenvögel (*Uria aalge*, *Alca torda*)

Abb. A. 199 Sichtungen der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2019

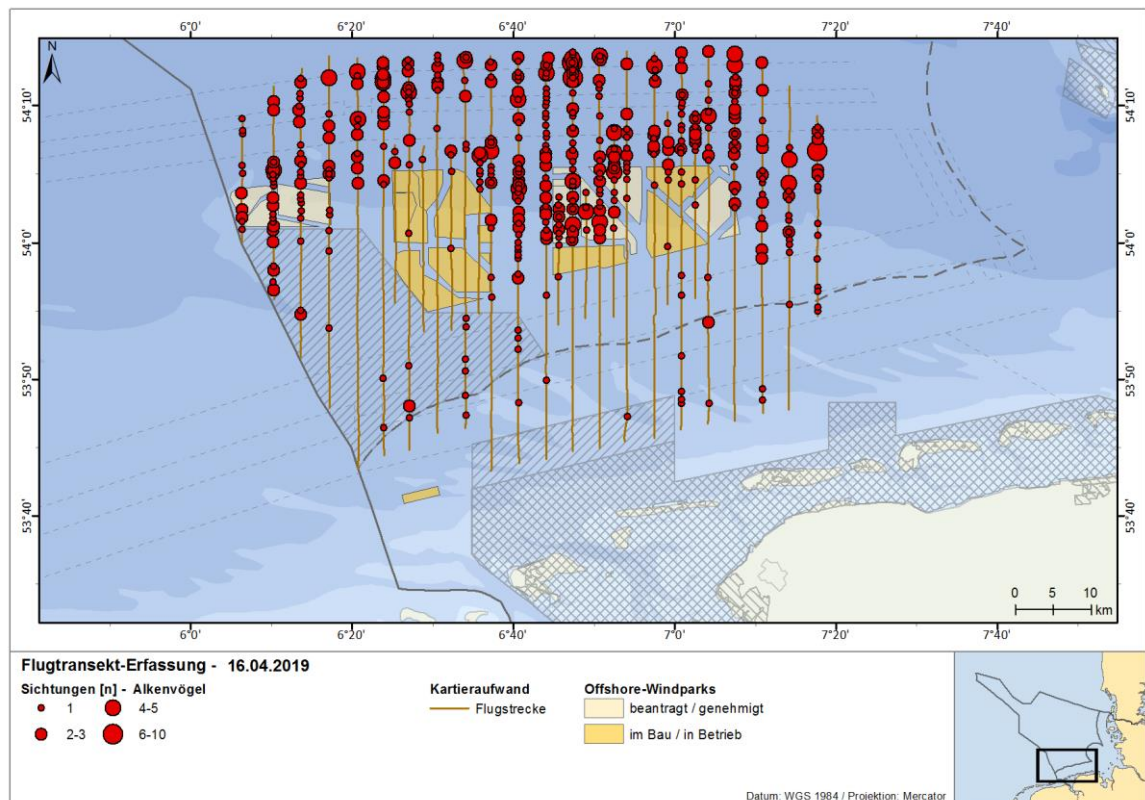


Abb. A. 200 Sichtungen der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2019

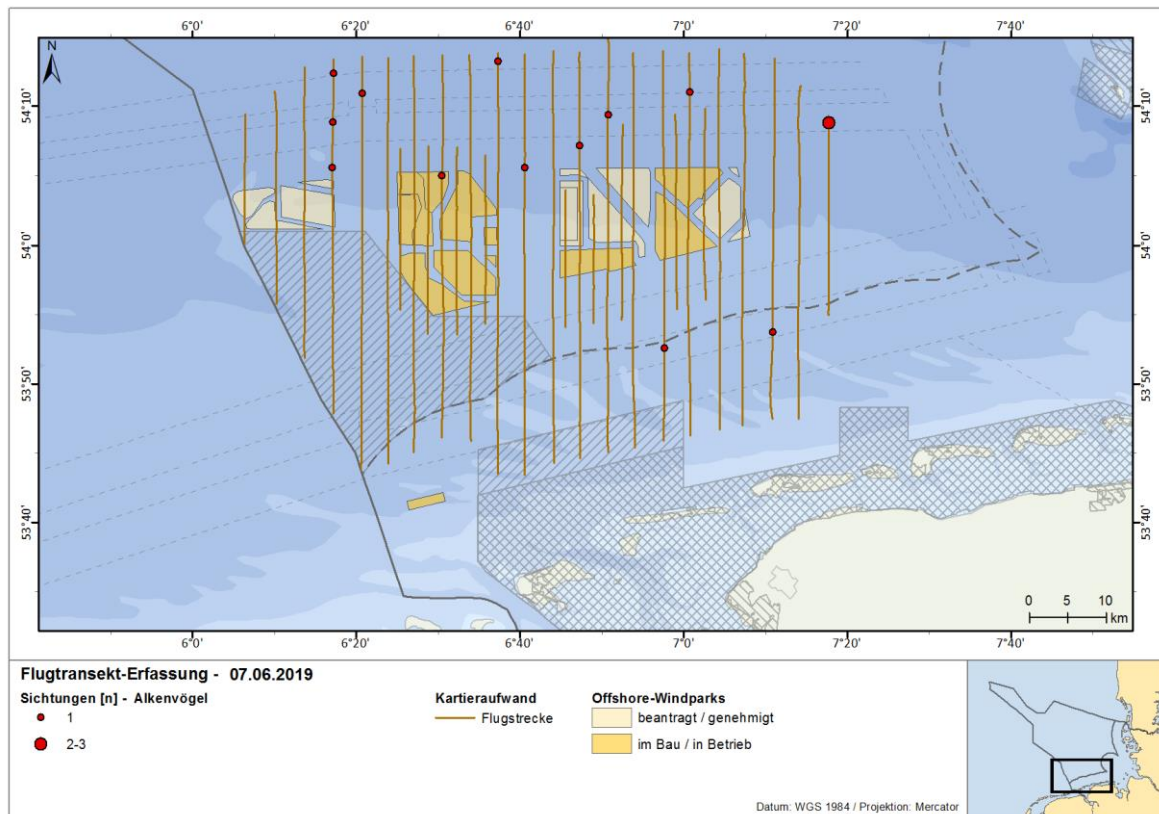


Abb. A. 201 Sichtungen der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen im Juni 2019

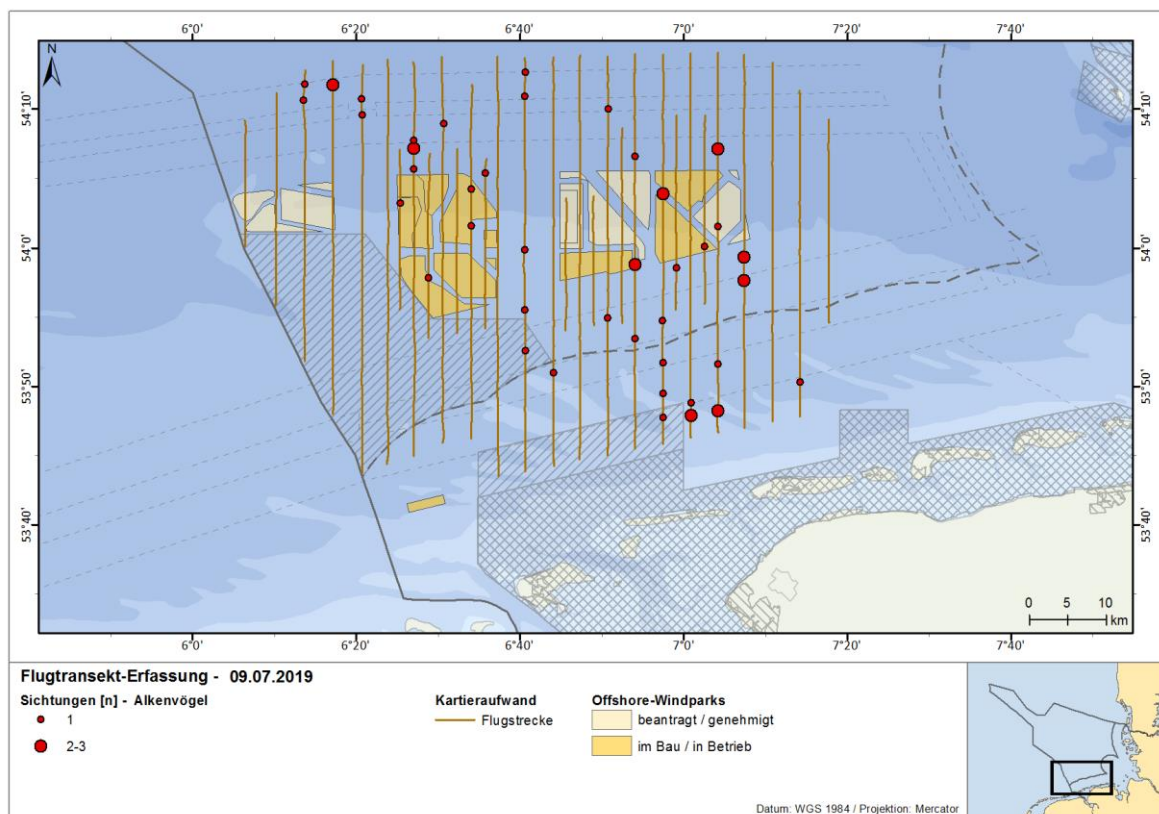


Abb. A. 202 Sichtungen der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2019

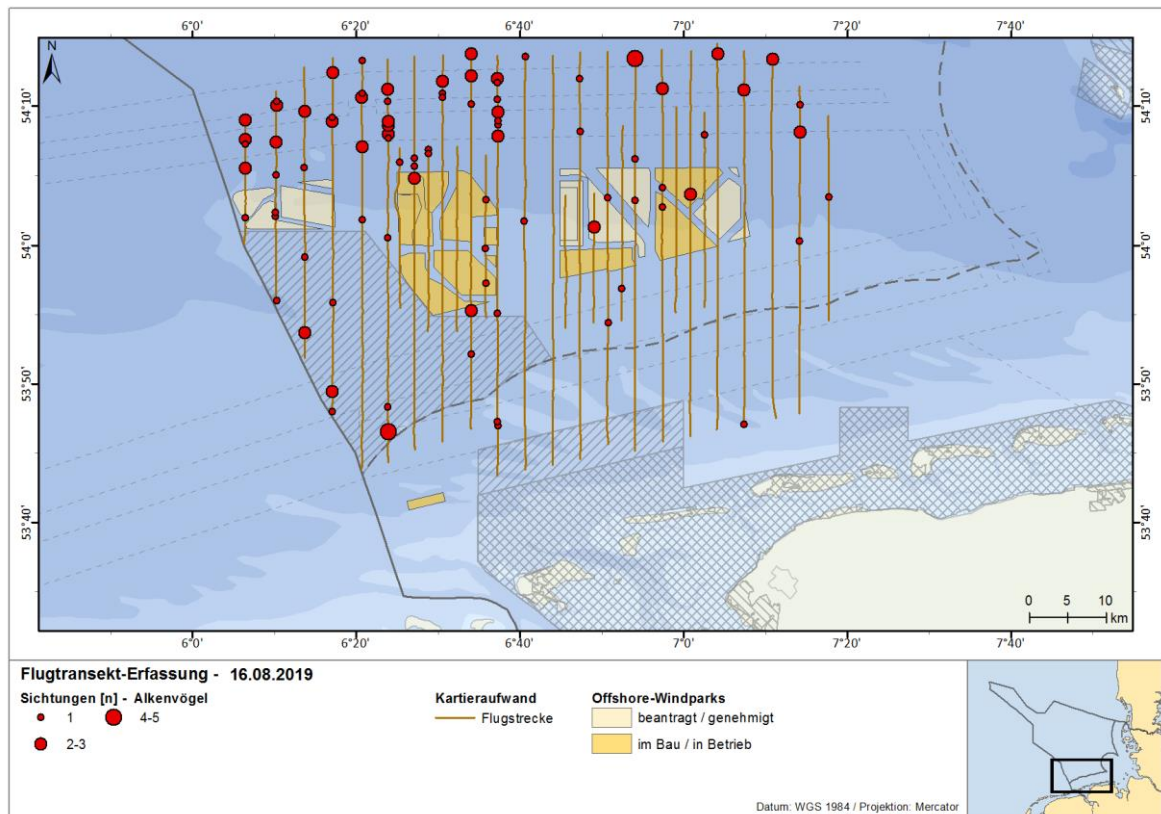


Abb. A. 203 Sichtungen der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen am 16. August 2019

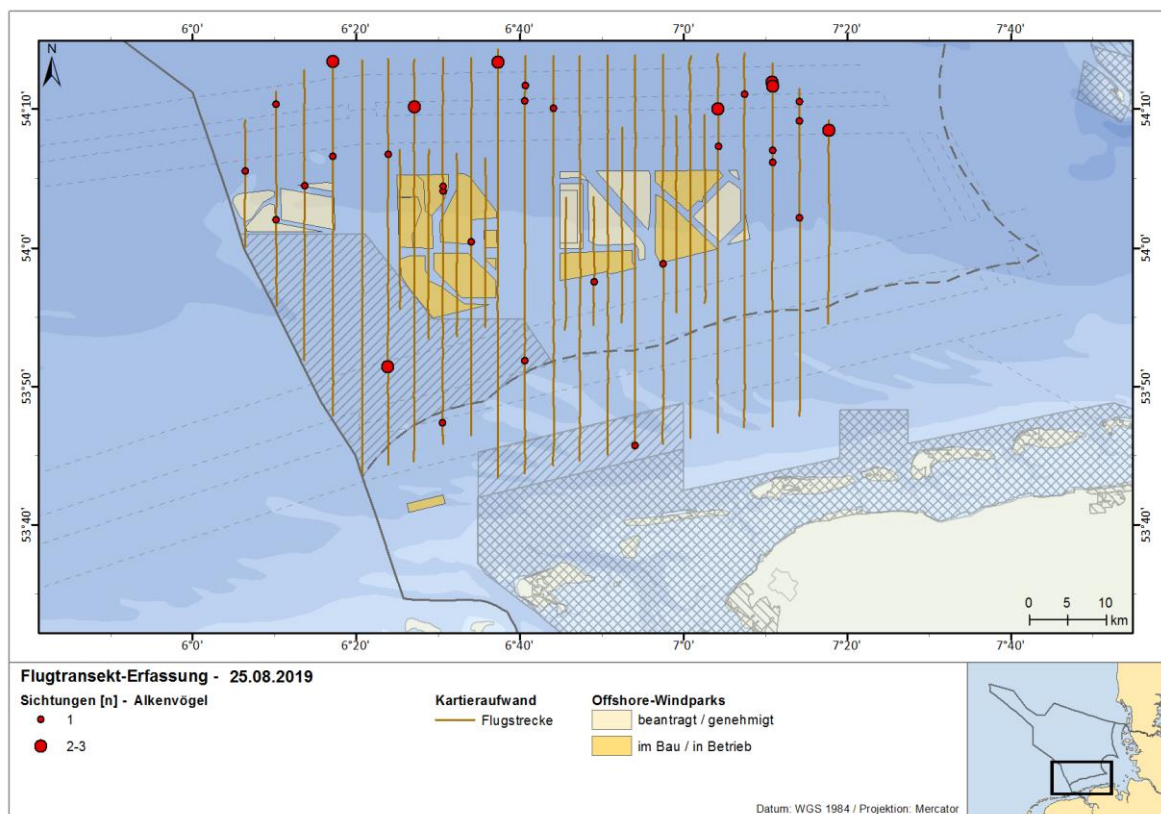


Abb. A. 204 Sichtungen der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen am 25. August 2019

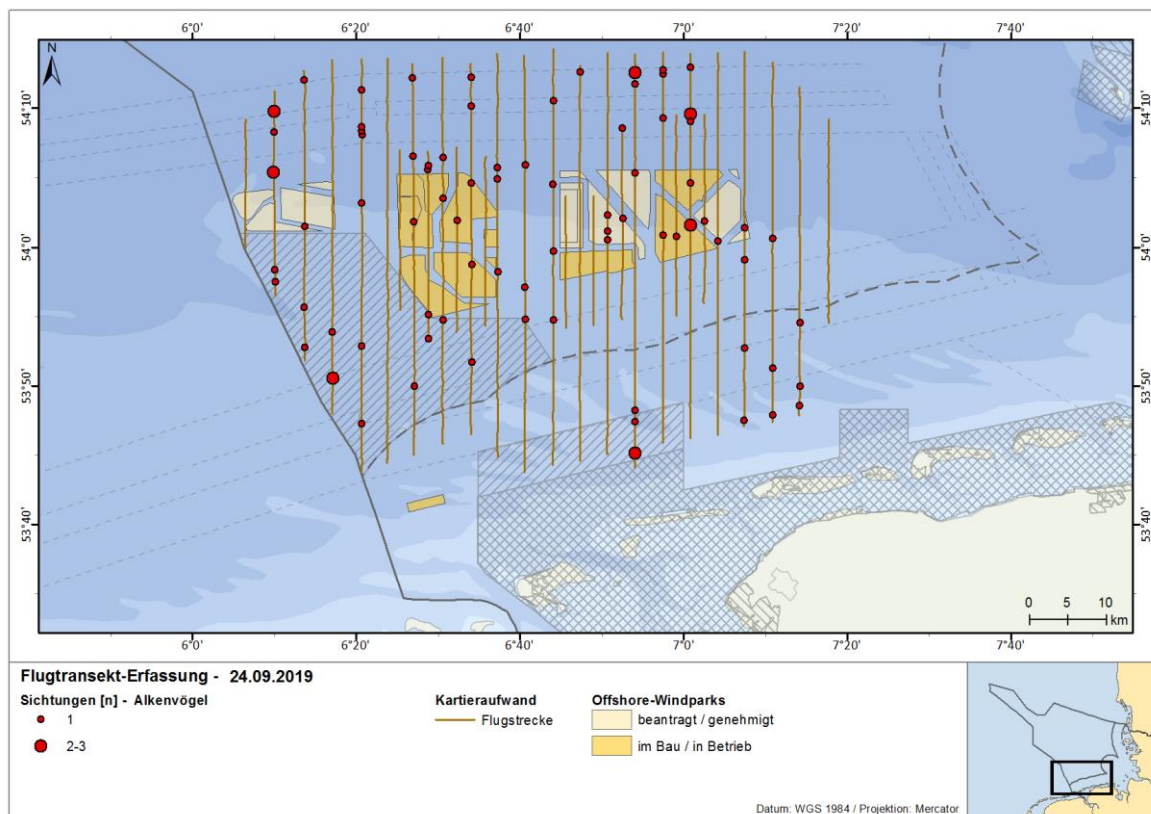


Abb. A. 205 Sichtungen der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2019

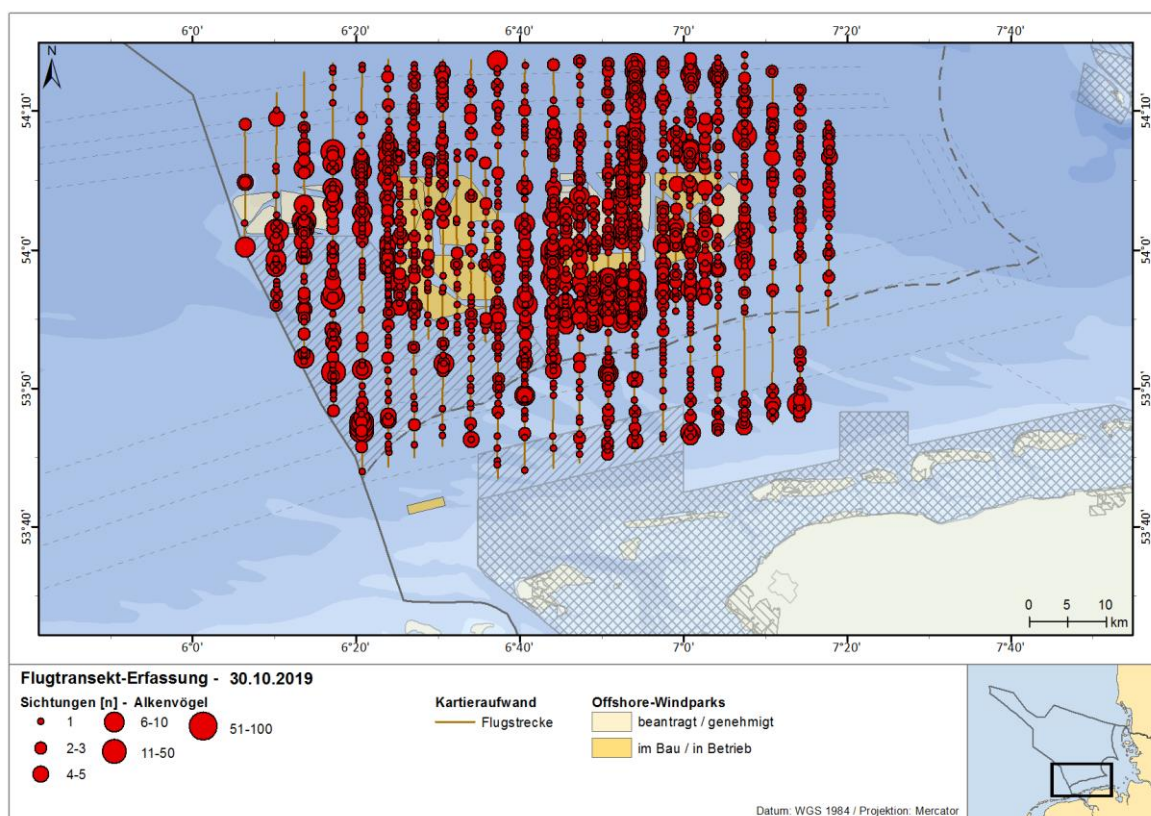


Abb. A. 206 Sichtungen der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2019