

TEXTE

66/2022

Abschlussbericht

Monitoring der klimabedingten Veränderungen terrestrischer und mariner Ökosysteme in der Maxwell Bay (Antarktis)

von:

Christina Braun, Hannes Grämer, Dr. Hans-Ulrich Peter

Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 66/2022

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3718 18 100 0

FB000757

Abschlussbericht

Monitoring der klimabedingten Veränderungen terrestrischer und mariner Ökosysteme in der Maxwell Bay (Antarktis)

von

Christina Braun, Hannes Grämer, Dr. Hans-Ulrich Peter
Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-
Universität Jena

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

[f/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

[t/umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:

Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität
Dornburger Str. 159
07743 Jena Ort

Abschlussdatum:

November 2021

Redaktion:

Fachgebiet II 2.2 Schutz der Polargebiete
Fritz Hertel

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Juni 2022

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Monitoring der klimabedingten Veränderungen terrestrischer und mariner Ökosysteme in der Maxwell Bay (Antarktis)

Die Antarktis sowie das umgebende Südpolarmeer unterliegen einem zunehmenden Druck durch kumulative Auswirkungen von Klimaveränderungen, Verschmutzung, Fischerei, Tourismus sowie einer Vielzahl weiterer menschlicher Aktivitäten. Diese Veränderungen bergen ein hohes Risiko sowohl für die lokalen polaren Ökosysteme als auch für die Regulation des globalen Klimas sowie durch einen globalen Anstieg des Meeresspiegels. Somit dienen langfristige Monitoringprogramme zur Beurteilung des Zustands von Ökosystemen sowie zur Erstellung von Prognosen für zukünftige Entwicklungen. Die Fildes-Region im Südwesten King George Islands (South Shetland Islands, Maritime Antarktis), bestehend aus der Fildes Peninsula, Ardley Island sowie mehreren vorgelagerten Inseln, gehört zu den größten eisfreien Arealen der Maritimen Antarktis. Im Rahmen der Fortsetzung eines in den 1980er Jahren begonnenen Langzeitmonitorings wurde während der Sommermonate (Dezember, Januar, Februar) der Saisons 2018/19 und 2019/20 die Erfassung der lokalen Brutvogel- und Robbenbestände durchgeführt und durch einzelne Zählraten der Saison 2020/21 ergänzt. Die vorliegende Studie präsentiert die gewonnenen Ergebnisse, einschließlich der Bestandsentwicklung der heimischen Brutvögel. Hierbei zeigten einige Arten im Langzeitvergleich stabile Bestände (Braune Skuas, Südpolarskuas) oder eine deutliche Zunahme (Eselspinguin, Südlicher Riesensturmvogel). Andere Arten verzeichneten dagegen deutliche Rückgänge der Brutpaarzahlen (Adéliepinguin, Zügelpinguin, Antarktischeeschwalbe, Dominikanermöwe) bis hin zu einem fast völligen Verschwinden aus dem Brutgebiet (Kapsturmvogel). Daneben wurde die Zahl der Robben an ihren Ruheplätzen erfasst sowie die Verbreitung aller Wurfplätze in der Fildes-Region dargestellt. Weiterhin wurden Daten zum Brutvogelbestand in ausgewählten Bereichen der Maxwell Bay ergänzt. Ferner wurde die schnelle Ausbreitung der Antarktischen Schmiele mit Hilfe einer vervollständigten Wiederholungskartierung dokumentiert. Die Dokumentation von Gletscherrückzugsgebieten ausgewählter Bereiche der Maxwell Bay wurde anhand von Satellitenbildern aktualisiert und in Bezug zur regionalen klimatischen Entwicklung betrachtet. Weiterhin wird auf die Verbreitung und Menge von angespültem Meeresschutt in der Fildes-Region sowie auf Einflüsse von anthropogenem Material auf Seevögel eingegangen. Zusätzlich werden die aktuellen Kenntnisse über alle eingeschleppten, nicht-heimischen Arten im Untersuchungsgebiet sowie der weitere Forschungsbedarf dargestellt.

Abstract: Monitoring the climate-induced changes in terrestrial and marine ecosystems in the Maxwell Bay (Antarctic)

Antarctica and the surrounding Southern Ocean are under increasing pressure from cumulative impacts of climate change, pollution, fisheries, tourism and a variety of other human activities. These changes pose a high risk both to local polar ecosystems and to the regulation of the global climate, as well as through global sea-level rise. Thus, long-term monitoring programmes serve to assess the state of ecosystems as well as to make projections for future developments. The Fildes Region in the southwest King George Islands (South Shetland Islands, Maritime Antarctica), consisting of the Fildes Peninsula, Ardley Island and several offshore islands, is one of the largest ice-free areas in the Maritime Antarctic. As a continuation of a long-term monitoring programme started in the 1980s, local breeding bird and seal populations were recorded during the summer months (December, January, February) of the 2018/19 and 2019/20 seasons and supplemented by individual count data for the 2020/21 season. This study presents the results obtained, including the population development of the local breeding birds. Here, some species showed stable populations in a long-term comparison (brown skuas, southern polar skuas) or a significant increase (gentoo penguin, southern giant petrel). Other species, however, recorded significant declines in breeding pair numbers (Adélie penguin,

chinstrap cenguin, Antarctic tern, kelp gull) up to an almost complete disappearance from the breeding area (cape petrel). In addition, the number of seals at their haul-out sites was recorded and the distribution of all seal reproduction sites in the Fildes Region was presented. Furthermore, data on the breeding bird population in selected areas of Maxwell Bay were added. Additionally, the rapid expansion of the Antarctic hairgrass was documented with the help of a completed repeat mapping. The documentation of glacier retreat areas of selected areas of Maxwell Bay was updated using satellite imagery and considered in relation to regional climatic development. Furthermore, the distribution and amount of marine debris washed up in the Fildes Region and the impact of anthropogenic material on seabirds will be addressed. In addition, the current knowledge of all introduced non-native species in the study area and the need for further research are presented.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	11
Tabellenverzeichnis	19
Abkürzungsverzeichnis.....	25
Zusammenfassung.....	26
Summary	37
1 Einleitung.....	39
2 Untersuchungsgebiet	50
3 Methodik	52
4 Monitoring der Brutvögel und Robben in der Fildes-Region.....	53
4.1 Übersicht über erfasste Vogelarten	53
4.2 Pinguine (<i>Pygoscelis spec.</i>)	54
4.2.1 Ardley Island	54
4.2.1.1 Brutpaarzahl.....	54
4.2.1.2 Bruterfolg.....	57
4.2.2 Zügelpinguine an der Westküste der Fildes Peninsula.....	58
4.3 Südlicher Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>).....	59
4.4 Kapsturmvogel (<i>Daption capense</i>).....	69
4.5 Rußalbatros (<i>Phoebetria palpebrata</i>)	73
4.6 Weißgesichtscheidenschnabel (<i>Chionis albus</i>)	74
4.7 Skuas (<i>Stercorarius spec.</i>).....	75
4.8 Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>).....	79
4.9 Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>).....	82
4.10 Buntfußsturmschwalbe (<i>Oceanites oceanicus</i>) und Schwarzbauchmeerläufer (<i>Fregetta tropica</i>)	84
4.11 Blauaugenscharbe (<i>Leucocarbo atriceps bransfieldensis</i>).....	86
4.12 Irrgäste und Durchzügler	86
4.13 Monitoring der Robben auf der Fildes Peninsula und Ardley Island	90
4.13.1 Südlicher Seeelefant (<i>Mirounga leonina</i>).....	92
4.13.2 Weddellrobbe (<i>Leptonychotes weddelli</i>).....	95
4.13.3 Antarktischer Seebär (<i>Arctocephalus gazella</i>).....	96
4.13.4 Robbenwurfplätze in der Fildes-Region	100
5 Brutvogel-Monitoring in den eisfreien Gebieten der Maxwell Bay	101
5.1 Vorbemerkungen	101

5.2	Barton Peninsula, KGI.....	101
5.3	Weaver Peninsula, KGI	103
5.4	Green Point, KGI.....	103
5.5	Potter Peninsula, KGI.....	103
5.6	Duthoit Point, Nelson Island.....	106
5.7	Stansbury Peninsula, Nelson Island	108
5.8	Cabo Cariz, Nelson Island	108
5.9	Ruin Point, Nelson Island.....	109
5.10	Schlussfolgerungen	110
6	Klimatische Veränderungen im Untersuchungsgebiet.....	111
6.1	Vorbemerkungen	111
6.2	Auswertung der meteorologischen Daten der Station Bellingshausen	111
7	Ausbreitung der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island	117
7.1	Vorbemerkungen	117
7.2	Ergebnisse und Diskussion.....	117
7.2.1	Aktuelle Verbreitung der Antarktischen Schmiele auf der Fildes Peninsula und Ardley Island	117
7.2.2	Ausbreitung der Antarktischen Schmiele im Untersuchungsgebiet in den vergangenen Jahrzehnten	123
8	Vorkommen der Antarktischen Perlwurz (<i>Colobanthus quitensis</i>) in der Fildes-Region und angrenzenden Gebieten	127
9	Dokumentation von Gletscherrückzugsgebieten ausgewählter Bereiche der Maxwell Bay in Bezug auf die regionale klimatische Entwicklung	129
9.1	Einleitung.....	129
9.2	Methoden	129
9.3	Ergebnisse.....	130
9.4	Besiedlung rezenter Gletscherrückzugsgebiete durch Fauna und Flora	138
9.4.1	Besiedlung durch Seevögel.....	138
9.4.2	Besiedlung durch Gefäßpflanzen	140
10	Verbreitung von Meeresmüll im Untersuchungsgebiet.....	142
10.1	Einleitung.....	142
10.2	Verbreitung von Meeresmüll an ausgewählten Abschnitten der Küsten der Fildes-Region.....	144
10.3	Diskussion und Schlussfolgerungen	151

11	Einfluss von anthropogenem Material auf Seevögel in der Fildes-Region.....	153
11.1	Einleitung.....	153
11.2	Methoden.....	155
11.3	Sturmschwalben und Sturmvögel.....	156
11.3.1	Analyse des Mageninhalts.....	156
11.3.2	Indirekter Nachweis von Mikroplastik in Sturmschwalben und Sturmvögeln mit Hilfe von Skua-Pellets.....	159
11.4	Skuas.....	162
11.4.1	Analyse des Mageninhalts.....	162
11.4.2	Analyse von Spuckproben.....	162
11.4.3	Analyse von Kotproben.....	163
11.4.4	Analyse von Pellets und Funden von anthropogenem Material am Nest.....	163
11.5	Pinguine.....	166
11.5.1	Analyse des Mageninhalts.....	166
11.5.2	Analyse von Kotproben.....	166
11.6	Weitere Vogelarten.....	167
11.6.1	Analyse von Mageninhalt und Kotproben.....	167
11.6.2	Funde von anthropogenem Material an Nestern von Seevögeln.....	168
11.7	Diskussion und Schlussfolgerungen.....	170
12	Eingeschleppte, nicht-heimische Arten.....	172
12.1	Einleitung.....	172
12.2	Ergebnisse.....	172
12.2.1	Beobachtungen zur nicht-heimischen Mückenart <i>Trichocera maculipennis</i>	174
12.2.2	Monitoring der nicht-heimischen Mückenart <i>Trichocera maculipennis</i>	178
12.3	Schlussfolgerungen.....	181
13	Sonstige Beobachtungen.....	183
13.1	Massenaufreten von Tunikaten.....	183
13.2	Fossilienfund.....	184
14	Offene Fragen und Weiterentwicklung des Monitoringprogramms.....	185
15	Danksagung.....	186
16	Quellenverzeichnis.....	187
A	Anhang: Datenquellen Fildes-Region.....	224
B	Anhang: Beobachtungen von Rußalbatrossen in der Fildes-Region.....	227
C	Anhang: Irrgäste und Durchzügler.....	230

D	Anhang: Robbenwurfplätze an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands.....	240
E	Anhang: Brutvogel-Monitoring in den eisfreien Gebieten der Maxwell Bay	242
F	Anhang: Meteorologische Daten der Station Bellingshausen	262
G	Anhang: Informationen und Anleitung zur Erfassung von Meeresmüll.....	265
H	Anhang: CCAMLR-Formblatt zur Erfassung von Meeresmüll	266
I	Anhang: Publikationen und Beiträge von Projektmitarbeitenden im Berichtszeitraum (2018 – 2021)	267

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Übersichtskarte der Maxwell Bay mit Darstellung der Besonderen Antarktischen Schutzgebiete (ASPAs); Darstellung der South Shetland Islands ohne die Inseln Clarence, Elephant und Gibbs.....	50
Abbildung 2:	Übersicht über das Untersuchungsgebiet Fildes-Region mit Darstellung der Besonderen Antarktischen Schutzgebiete (ASPAs).....	51
Abbildung 3:	Brutpaarzahlen von Esels-, Adélie- und Zügelpinguinen auf Ardley Island in den Saisons 1979/80 bis 2020/21 mit Darstellung signifikanter Trends	55
Abbildung 4:	Bruterfolg der drei <i>Pygoscelis</i> -Arten der Ardley-Island-Kolonie in den Saisons 1981/82 bis 2020/21 mit Darstellung signifikanter Trends.....	58
Abbildung 5:	Brutpaarzahl und Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels (<i>Macronectes giganteus</i>) in der Fildes-Region zwischen 1983/84 und 2020/21 (* unvollständige Daten).....	62
Abbildung 6:	Brutpaarzahlen (gefülltes Symbol) und Bruterfolg (ungefülltes Symbol) des Südlichen Riesensturmvogels (<i>Macronectes giganteus</i>) in den Kolonien der Fildes-Region; zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen, die Regressionsgeraden repräsentieren signifikante lineare Trends	63
Abbildung 7:	Vergleich des Bruterfolgs des Südlichen Riesensturmvogels (<i>Macronectes giganteus</i>) in Kolonien der Fildes-Region; im Boxplot dargestellt sind Median, unteres und oberes Quartil sowie Ausreißer (Punkte)	66
Abbildung 8:	Lage und der einzelnen Kolonien des Südlichen Riesensturmvogels (<i>Macronectes giganteus</i>) in der Fildes-Region mit Angabe des Brutstatus in den Saisons 2003/04 und 2018/19 bis 2020/21; mit farbigen Ovalen markiert ist der Grad der menschlichen Störung: grün – gering, gelb – mittel, rot – hoch (basierend auf eigenen Beobachtungen).....	66
Abbildung 9:	Reste von Plastikfolie (a) und eines Stücks Plastikschnur an einem Riesensturmvogelnest in der Fildes-Region in der Saison 2018/19 bzw. 2019/20	67
Abbildung 10:	Lage und Größe der Brutplätze des Kapsturmvogels (<i>Daption capense</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island. Die Größe der Kreise stellen die maximale Brutpaarzahl zwischen 2003/04 und 2019/20 dar. Regionale Cluster von Brutplätzen sind durch Ovale markiert (* Brutcluster mit menschlicher Störung).	

	Gestrichelte Ovale zeigen Brutplätze an, von denen nur Bestandsschätzungen vorliegen (nach Braun et al., 2021).....	70
Abbildung 11:	Entwicklung der Brutpaarzahl des Kapsturmvogels (<i>Daption capense</i>) in der Fildes-Region seit den 1980er Jahren (* unvollständige Erfassung, geändert nach Braun et al., 2021) .	71
Abbildung 12:	Räumliche Verteilung der Skuanester (<i>Stercorarius antarcticus lonnbergi</i> , <i>S. maccormicki</i> , Hybrid- und Mischpaare, unbestimmter Paartyp) in der Fildes-Region in den Saisons 2018/19 und 2019/20.....	75
Abbildung 13:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Braunen Skuas (<i>Stercorarius antarcticus lonnbergi</i>), Südpolar skuas (<i>S. maccormicki</i>) sowie deren Misch- & Hybridpaaren (<i>S. antarcticus lonnbergi</i> x <i>S. maccormicki</i>) in der Fildes-Region zwischen 1979/80 und 2017/18. Als „unbestimmt“ werden solche Skuapaare klassifiziert, bei denen der Paartyp nicht bestimmt wurde oder die Artzugehörigkeit eines Partners nicht bekannt ist. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.....	76
Abbildung 14:	Vergleich der Gesamtzahl brütender Skuas in der Fildes-Region mit der mittleren Schneehöhe in den Monaten November und Dezember, gemessen an der Station Bellingshausen, in den Saisons 1982-2020	77
Abbildung 15:	Entwicklung der Brutpaarzahl und des Bruterfolgs von Braunen Skuas (<i>Stercorarius antarcticus lonnbergi</i>), Südpolar skuas (<i>S. maccormicki</i>) sowie deren Misch- und Hybridpaaren (<i>S. antarcticus lonnbergi</i> x <i>S. maccormicki</i>) in der Fildes-Region zwischen 1979/80 bzw. 2007/08 und 2017/18. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor (* Wert basiert nur auf einem Brutpaar). Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der X- und Y-Achsen.....	78
Abbildung 16:	Entwicklung der Brutpaarzahl der Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) in der Fildes-Region seit den 1980er Jahren (* unvollständige Erfassung).....	80
Abbildung 17:	Lage und Größe der Brutkolonien der Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) in den Saisons 2018/19 und 2019/20.....	80
Abbildung 18:	Zusammenhang des Oceanic-Niño-Index und der Brutpaarzahlen der Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) in der Fildes-Region (Quelle ONI: http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php , Zugriff am 11.03.2021)	81
Abbildung 19:	Verhältnis des Oceanic-Niño-Index (ONI) und der Brutpaarzahlen der Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) in der Fildes-Region (Quelle ONI:	

	http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php , Zugriff am 12.03.2021); ein El-Niño-Event ist definiert als eine ONI-Anomalie $\geq +0,5$ °C über 5 aufeinanderfolgende 3 Monatsperioden (rot - El-Niño, blau - La-Niña)	82
Abbildung 20:	Entwicklung der Brutpaarzahl der Brutkolonien der Antarktiseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) in der Fildes-Region seit 1985 (* unvollständige Erfassung)	83
Abbildung 21:	Lage und Größe der Brutkolonien der Antarktiseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) in der Fildes-Region in den Saisons 2018/19 (unvollständige Kartierung) und 2019/20	83
Abbildung 22:	Anteile der verschiedenen Größenklassen der Brutplätze von Antarktiseeschwalben (<i>Sterna vittata</i>) in der Fildes-Region zwischen 2003/04 und 2019/20 (nur vollständige Erfassungen verwendet).....	84
Abbildung 23:	Verteilung der Brutgebiete von Buntfußsturmschwalben (<i>Oceanites oceanicus</i>) und Schwarzbauchmeerläufern (<i>Fregetta tropica</i>) in der Fildes-Region; Daten aus den Saisons 2003/04 – 2005/06, 2008/09 – 2009/10 und 2015/16 – 2019/20	85
Abbildung 24:	Immature Kaiserpinguine (<i>Aptenodytes forsteri</i>), beobachtet im Bereich der russischen Station Bellingshausen.....	87
Abbildung 25:	Mausender Goldschopfpinguin (<i>Eudyptes chrysolophus</i>) innerhalb der Pinguinkolonie auf Ardley Island.....	88
Abbildung 26:	Schwarm von Küstenseeschwalben (<i>Sterna paradisea</i>) auf der Fildes Peninsula.....	88
Abbildung 27:	Beobachtungen und Totfunde von Irrgästen und Durchzüglern in der Fildes-Region in den Saisons 2018/19 und 2019/20	89
Abbildung 28:	Vergleich der Dekadenmittelwerte der monatlichen Bestände an Seeelefanten, Weddellrobben und Seebären auf der Fildes Peninsula und Ardley Island zwischen 1980/81 und 2019/20; Angegeben ist die Standardabweichung; zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen.....	90
Abbildung 29:	Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Südlichen Seeelefanten (<i>Mirounga leonina</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island zwischen 1980/81 und 2019/20; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.....	93
Abbildung 30:	Liegeplätze des südlichen Seeelefanten (<i>Mirounga leonina</i>) mit mindestens zehn Tieren auf der Fildes Peninsula in den Saisons 2018/19 bis 2019/20	94
Abbildung 31:	Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Weddellrobben (<i>Leptonychotes weddelli</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island zwischen 1980/81	

	und 2019/20); bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.....	96
Abbildung 32:	Übersicht über die Gesamtzahlen der zwischen 1984/85 und 2019/20 während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer (Dezember bis Februar) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island erfassten Antarktischen Seebären (<i>Arctocephalus gazella</i>); bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.....	97
Abbildung 33:	Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Antarktischen Seebären (<i>Arctocephalus gazella</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island zwischen 1980/81 und 2019/20; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.....	98
Abbildung 34:	Gegenüberstellung des Oceanic Niño Index und der Gesamtzahl der während des Südsommers in der Fildes-Region erfassten Antarktischen Seebären (Quelle ONI: http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php , Zugriff am 21.06.2021) mit Darstellung der Stärke der ONI-Abweichung (rot - El-Niño, blau - La-Niña)	99
Abbildung 35:	Übersicht über die eisfreien Gebiete der Maxwell Bay, King George Island; Darstellung der South Shetland Islands ohne die Inseln Clarence, Elephant und Gibbs.....	101
Abbildung 36:	Entwicklung der Brutpaarzahlen von Eselspinguin (<i>Pygoscelis papua</i>) und Zügelpinguin (<i>P. antarcticus</i>) auf Barton Peninsula; Daten entsprechend Tabelle 16 im Anhang E.....	102
Abbildung 37:	Vergleich des Bruterfolgs der Zügel- und Eselspinguine auf Barton Peninsula und Ardley Island (Quelle Bruterfolg Barton Pen.: Republic of Korea, 2014, pers. Mittg. J.-W. Jung, W. Y. Lee, J.-H. Kim, C.-Y. Choi, * nur auf wenigen Brutpaaren basierend).....	102
Abbildung 38:	Entwicklung der Brutpaarzahlen von Eselspinguin (<i>Pygoscelis papua</i>), Adéliepinguin (<i>P. adeliae</i>) und Zügelpinguin (<i>P. antarcticus</i>) auf Potter Peninsula; Daten entsprechend Tabelle 22 im Anhang E; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor (* Ausnahme Zügelpinguin: 2009/10 = 0 BP; ** 2014/15: 1 BP).....	104
Abbildung 39:	Vergleich des Bruterfolgs des Eselspinguins auf Potter Peninsula und Ardley Island (Quelle Bruterfolg Potter Peninsula: Juárez et al., 2020).....	105
Abbildung 40:	Entwicklung der Brutpaarzahlen der Blauaugenscharbe (<i>Phalacrocorax atriceps</i>) am Duthoit Point, Nelson Island; Daten entsprechend Tabelle 28 im Anhang E (* später Zähltermin im Januar bzw. Februar).....	106

Abbildung 41:	Leukistisches Exemplar eines Antarktischen Seebären, beobachtet am 01.02.2019 am Duthoit Point, Nelson Island 107
Abbildung 42:	Entwicklung der Brutpaarzahlen des Südlichen Riesensturmvogels (<i>Macronectes giganteus</i>) auf Stansbury Peninsula, Nelson Island (* später Zähltermin im Januar bzw. Februar), Daten entsprechend Tabelle 29 im Anhang E..... 108
Abbildung 43:	Ansicht von Ruin Point, Nelson Island..... 110
Abbildung 44:	Entwicklung des Jahresmittels der Lufttemperatur und der jährlichen Niederschlagsmenge an der Station Bellingshausen zwischen 1969 und 2020 (Darstellung nach Pasik et al., 2021) 112
Abbildung 45:	Entwicklung der mittleren Lufttemperatur während der Sommermonate (Dezember, Januar, Februar) an der Station Bellingshausen zwischen 1969 und 2021 113
Abbildung 46:	Anomalie der Lufttemperatur während der Sommer- und Wintermonate zwischen 1968 und 2021; zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen..... 113
Abbildung 47:	Entwicklung der mittleren Sommertemperatur zwischen 1969 und 2021 nach Dekaden (Dekade I: 1969-1979, II: 1980-1989, III: 1990-1999, IV: 2000-2009, V: 2010-2021); im Boxplot dargestellt sind Median, unteres und oberes Quartil sowie Ausreißer (Punkte) 114
Abbildung 48:	Entwicklung der Über-Null-Tage in den Monaten Oktober bis März der Saisons 1981/82 bis 2020/21 114
Abbildung 49:	Anzahl der Tage mit Schneebedeckung in den Monaten November bis März der Saisons 1981/82 bis 2020/21 115
Abbildung 50:	Mittlere Schneehöhe in den Monaten November und Dezember der Saisons 1980/81 bis 2020/21 115
Abbildung 51:	Häufigkeit (links) und absolute Deckung (rechts) von Standorten der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) mit verschiedenen Arten der Vergesellschaftung auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 bis 2019/20: M – Moos, F – Strauchflechten (ohne Nebles Point)..... 118
Abbildung 52:	Übersicht über die Verbreitung und Größe von Beständen der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) mit verschiedenen Arten der Vergesellschaftung auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 bis 2019/20: oben links – ohne, oben rechts – Moose, unten links – Strauchflechten, unten rechts – Moose & Strauchflechten 119
Abbildung 53:	Übersicht über die Verbreitung und Größe von Beständen der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) ohne (links) und mit (rechts) direktem Nährstoffeintrag durch Vögel und

	Robben auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 bis 2019/20	120
Abbildung 54:	Häufigkeit (links) und absolute Deckung (rechts) von Standorten der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island mit Angabe der Quelle des Nährstoffeintrags durch verschiedene Vogel- und Robbenarten in den Saisons 2016/17 bis 2019/20: o – ohne, RS – Südlicher Riesensturmvogel, S – Skua, D – Dominikanermöwe, P – Pinguine, K – Kapsturmvogel, R – Robben)	120
Abbildung 55:	Übersicht über die Verbreitung und Größe von Beständen der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) ohne (links) und mit (rechts) Infloreszenzen auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 bis 2019/20	121
Abbildung 56:	Absolute Deckung von Beständen der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) ohne (links) und mit (rechts) Infloreszenzen auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 bis 2019/20	122
Abbildung 57:	Verteilung und Größe der Standorte der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 1984/85, 2000/01 und 2016/17 bis 2019/20	123
Abbildung 58:	Absolute Deckung der einzelnen Bestände der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 1984/05, 2000/01 und 2016/17 – 2019/20; ohne Daten für Nebles Point.....	124
Abbildung 59:	Standort und Detailaufnahme des neu erfassten Bestands der Antarktischen Perlwurz (<i>Colobanthus quitensis</i>) im äußersten Nordwesten der Fildes Peninsula.....	127
Abbildung 60:	Verteilung aller bekannten Standorte der Antarktischen Perlwurz (<i>Colobanthus quitensis</i>) auf der Fildes Peninsula, King George Island und Cabo Cariz, Nelson Island	128
Abbildung 61:	Gletscherrückzugsgebiete des Bellingshausen-Doms im Norden der Fildes Peninsula zwischen 1956 und 2021, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten; rot markiert ist die verwendete Abgrenzung zur Flächenberechnung des Bellingshausen-Doms.....	131
Abbildung 62:	Gletscherfronten Gletscherrückzugsgebiete am Green Point zwischen 1956 und 2021, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten.....	131
Abbildung 63:	Gletscherrückzugsgebiete Barton Peninsula zwischen 1956 und 2021, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten.....	132

Abbildung 64:	Gletscherrückzugsgebiete der Weaver Peninsula zwischen 1956 und 2021, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten.....	133
Abbildung 65:	Gletscherrückzugsgebiete im Gebiet von Stansbury Peninsula und Cabo Cariz, Nelson Island zwischen 1956 und 2021, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten.....	134
Abbildung 66:	Gletscherrückzugsgebiete am Duthoit Point, Nelson Island zwischen 1989 und 2021, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten.....	135
Abbildung 67:	Gletscherrückzugsgebiet der Bucht Marian Cove zwischen 1956 und 2021, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten.....	136
Abbildung 68:	Gletscherrückzugsgebiet der Bucht Collins Harbour zwischen 1956 und 2021, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten.....	136
Abbildung 69:	Brutplätze heimischer Seevögel im Bereich des Gletscherrückzugs im Norden der Fildes Peninsula in den Jahren 2000/01 und 2003/04 bis 2020/21	139
Abbildung 70:	Verteilung und Größe der Standorte der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) in der rezenten Gletscherrückzugszone im Norden der Fildes Peninsula in den Saisons 2000/01 und 2016/17-2019/20; in 1984/85 wurden keine Standorte von <i>D. antarctica</i> im Gletscherrückzugsgebiet erfasst	141
Abbildung 71:	Lage und Ansicht von Bucht 12 im Westen der Fildes Peninsula	145
Abbildung 72:	Beispiele für in der untersuchten Bucht angeschwemmten Meeresmüll in der Saison 2018/19	146
Abbildung 73:	Beispiele für Funde von Schaumstoffobjekten ähnlicher Form und Größe, a) 2018/19, b) 2019/20	147
Abbildung 74:	In der Saison 2019/20 in der untersuchten Bucht abgesammelter Meeresmüll.....	147
Abbildung 75:	Anteil der verschiedenen Materialien an der Gesamtmenge der Funde in den Saisons 2018/19 und 2019/20	148
Abbildung 76:	Anteil der verschiedenen Größenklassen sowie Anzahl der Funde der Funde in den Saison 2018/19 und 2019/20, Einteilung der Größenklassen gemäß: S = small (< 2,5 cm), M = medium (2,5 cm – 10 cm), L = large (> 10 cm – 1 m), VL = very large (> 1 m).....	149
Abbildung 77:	Im Spülsaum der Bucht Nr. 12 gefundenes Mikroplastikgranulat	150

Abbildung 78:	An der Westküste der Fildes Peninsula gefundene Säcke zur Verpackung von Plastikgranulat des Typs LLDPE bzw. LDPE . 150
Abbildung 79:	Kotproben von Pinguinen, versetzt mit 20%iger Kalilauge.... 155
Abbildung 80:	Plastikpartikel aus dem Mageninhalt von Buntfußsturmschwalben (<i>Oceanites oceanicus</i>) in der Fildes-Region, a) Mumie, b) frischtotes Exemplar 156
Abbildung 81:	Untersuchung des Mageninhalts von Küken der Buntfußsturmschwalbe; gefundene Objekte: a – Sturmschwalbenküken mit Mageninhalt, b – geöffneter Magen mit Inhalt, c & d – Beispiele für gefundenes Material; Pfeile markieren industrielles Plastikgranulat..... 157
Abbildung 82:	Gewichtsanteile des verschiedenen anthropogenen Materials, gefunden im Mageninhalt von Küken der Buntfußsturmschwalbe (Quelle: unveröff. Daten A. Nordt, ergänzt)..... 158
Abbildung 83:	Anzahl anthropogener Objekte und Gewicht von Mikroplastikpartikeln, gefunden im Mageninhalt von Sturmschwalbenküken, in Bezug zum Alter der Küken (Quelle: unveröff. Daten A. Nordt, ergänzt) 159
Abbildung 84:	Beispiele für an Nestern von Braunen Skuas gesammelte Pellets mit Nahrungsresten einer Sturmschwalbe (a) und eines Walvogels (b); gelb markiert sind bereits von außen erkennbare vorhandene Mikroplastikpartikel 160
Abbildung 85:	In einem Skua-Pellet mit Resten eines Walvogels gefundene Mikroplastikpartikel, markiert sind Stücke von industriellem Plastikgranulat 161
Abbildung 86:	Vorkommen von anthropogenem Material in verschiedenen Probenotypen je Skua-Art bzw. Paartyp..... 163
Abbildung 87:	Skua-Pellets bzw. Nahrungsreste mit anthropogenem Material: a) Plastikfolie, b) Farbchips und Plastik, c) & d) Farbchips 164
Abbildung 88:	Verteilung aller in den Saisons 2015/16 bis 2019/20 beprobten Skua-Nester bzw. Territorien (a) sowie derjenigen mit anthropogenem Material (b), nachgewiesen anhand verschiedener Probenarten (Mageninhalt, Spuckproben, Kotproben, Pellets)..... 165
Abbildung 89:	FTIR-Spektren von in Kotproben von Eselspinguinen gefundenen Mikroplastikpartikel und deren Referenzspektren (Quelle: Browne et al., 2011) 167
Abbildung 90:	Reste eines Seils aus Kunststoff in einem Nest der Dominikanermöwe in der Saison 2019/20 168
Abbildung 91:	Anthropogenes Material in einem Nest der Antarktisseeschwalbe in unmittelbarer Stationsnähe 169

Abbildung 92:	Standorte aller zwischen 2003 und 2020 durch Projektmitarbeitende außerhalb von Stationsgebäuden dokumentierten Funde eingeschleppter nicht-heimischer Arten in der Fildes-Region.....	174
Abbildung 93:	Standorte verschiedener Fallen im Gebäude der Müllbehandlung, links: Klebfalle, rechts: UV-Falle.....	175
Abbildung 94:	Standort der Bodenfalle sowie Mückenreproduktionsort im Freien in der Station Bellingshausen.....	176
Abbildung 95:	Bodenfalle am o. g. Standort mit gefangenen Mücken nach einem Tag Standzeit.....	176
Abbildung 96:	Mückenexuvien an der Steinunterseite am o. g. Standort....	177
Abbildung 97:	Standorte des Monitorings der eingeschleppten Mückenart <i>Trichocera maculipennis</i> , basierend auf eigenen Beobachtungen (Tabelle 6), Publikationen und Ergebnissen des Mückenmonitorings (Volonterio et al., 2013; Potocka & Krzemińska, 2018; Uruguay et al., 2019).....	180
Abbildung 98:	Einzelne Individuen bzw. Massenvorkommen von Salpen an der Küste der Fildes Peninsula.....	183
Abbildung 99:	Am Rand der Gletschermoräne im Norden der Fildes Peninsula gefundener subfossiler Zahn eines Seeelefanten.....	184
Abbildung 100:	Lage der Wurfplätze des Südlichen Seeelefanten (<i>Mirounga leonina</i>) und Weddellrobbe (<i>Leptonychotes weddellii</i>) an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85, 1986/87 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2019/20 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b; Einteilung der Buchten nach Peter et al., 2008, S. 45).....	240
Abbildung 101:	Lage der Wurfplätze des Antarktischen Seebären (<i>Arctocephalus gazella</i>) an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85, 1986/87 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2019/20 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b).....	240
Abbildung 102:	Lage der Wurfplätze des Seeleoparden (<i>Hydrurga leptonyx</i>) und Krabbenfressers (<i>Lobodon carcinophaga</i>) an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85, 1986/87 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2019/20 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b).	241

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht aller seit 1979/80 in der Fildes-Region nachgewiesenen Brutvogelarten, ihr globaler Populationstrend sowie IUCN-Schutzstatus (Quelle: IUCN Red List for birds, http://www.birdlife.org , Zugriff am 25.03.2021) 53
Tabelle 2:	Zusammenhang zwischen der Brutpaarzahl des Südlichen Riesensturmvogels und des Bruterfolgs im jeweiligen Vorjahr in der Fildes-Region (r_s – Spearman-Korrelationskoeffizient, p – Signifikanzniveau, n – Stichprobengröße); für Einteilung des Grads der menschlichen Störung siehe Abbildung 8..... 65
Tabelle 3:	Ergebnisse der monatlichen Robbenzählung auf der Fildes Peninsula und der Insel Ardley in den Saisons 2018/19 bis 2019/20 90
Tabelle 4:	Übersicht über die Entwicklung der eisfreien Fläche ausgewählter Bereiche der Maxwell Bay zwischen 1956 bzw. 1989 und 2021 137
Tabelle 5:	Übersicht aller zwischen 2003 und 2020 durch Projektmitarbeitende und weitere Quellen dokumentierten Funde eingeschleppter Arten in der Fildes-Region (ohne <i>Trichocera maculipennis</i>); fett gedruckt Beobachtungen der Saison 2018/19 und 2019/20..... 173
Tabelle 6:	Details zu den Beobachtungen der nicht-heimischen Wintermückenart <i>Trichocera maculipennis</i> in der Fildes-Region (fett gedruckt sind Beobachtungen der Saisons 2018/19 und 2019/20 177
Tabelle 7:	Quellen der verwendeten Monitoringdaten aus der Fildes-Region (verändert nach Braun et al., 2020, Änderungen fett gedruckt)..... 224
Tabelle 8:	Übersicht über alle Beobachtungen des Rußalbatros (<i>Phoebastria palpebrata</i>) in der Fildes-Region; Fett gedruckt sind die Jahre mit nachgewiesenen Bruten. 227
Tabelle 9:	Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2019/20 in der Fildes-Region und der Maxwell Bay dokumentierten Beobachtungen des Kaiserpinguins (<i>Aptenodytes forsteri</i>) (verändert nach Braun et al., 2020, Änderungen fett gedruckt) 230
Tabelle 10:	Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2019/20 in der Fildes-Region und der Maxwell Bay dokumentierten Beobachtungen des Königspinguins (<i>Aptenodytes patagonicus</i>) (verändert nach Braun et al., 2020, Änderungen fett gedruckt) 231
Tabelle 11:	Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2020/21 in der Fildes-Region dokumentierten Beobachtungen des Felsenpinguins (<i>Eudyptes chrysocome</i>), Magellanpinguins

	(<i>Spheniscus magellanicus</i>) sowie Goldschopfpinguins (<i>Eudyptes chrysolophus</i>) (verändert nach Braun et al., 2020, Änderungen fett gedruckt) 232
Tabelle 12:	Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2019/20 in der Fildes-Region und der Maxwell Bay dokumentierten Beobachtungen des Schwarzbrauenalbatros (<i>Thalassarche melanophris</i>) (verändert nach Braun et al., 2020, Änderungen fett gedruckt) 234
Tabelle 13:	Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2019/20 in der Fildes-Region dokumentierten Beobachtungen der Küstenseeschwalbe (<i>Sterna paradisea</i>) (verändert nach Braun et al., 2020, Änderungen fett gedruckt) 234
Tabelle 14:	Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2019/20 in der Fildes-Region dokumentierten Beobachtungen des Kuhreihers (<i>Bulbucis ibis</i>) (verändert nach Braun et al., 2020 Braun et al., 2020, Änderungen fett gedruckt)..... 236
Tabelle 15:	Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2019/20 in der Fildes-Region dokumentierten Beobachtungen des Weißbürzelstandläufers (<i>Calidris fuscicollis</i>) (verändert nach Braun et al., 2020, Änderungen fett gedruckt) 238
Tabelle 16:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (<i>Pygoscelis papua</i>), Zügelpinguin (<i>P. antarcticus</i>), Südlichem Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>), Buntfußsturmschwalbe (<i>Oceanites oceanicus</i>) und Schwarzbauchmeerläufer (<i>Fregetta tropica</i>) auf Barton Peninsula; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt. 242
Tabelle 17:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Kapsturmvogel (<i>Daption capense</i>), Weißgesichtsscheidenschnabel (<i>Chionis albus</i>), Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) und Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) auf Barton Peninsula; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt. 244
Tabelle 18:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (<i>Stercorarius antarcticus lonnbergi</i>), Südpolar skua (<i>S. maccormicki</i>), Hybrid-, Misch- und unbestimmten Skuapaaren (<i>Stercorarius spec.</i>) auf Barton Peninsula; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt. 245

Tabelle 19:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Südlichem Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>), Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) und Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) auf Weaver Peninsula; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt. 246
Tabelle 20:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (<i>Stercorarius antarcticus lonnbergi</i>), Südpolarskua (<i>S. maccormicki</i>) und deren Misch- und Hybridpaaren auf Weaver Peninsula; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt. 247
Tabelle 21:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>), Südpolarskua (<i>Stercorarius maccormicki</i>), Misch- und Hybridpaaren sowie unbestimmten Skuapaaren (<i>Stercorarius spec.</i>) auf Green Point; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt. 247
Tabelle 22:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (<i>Pygoscelis papua</i>), Adéliepinguin (<i>P. adeliae</i>), Zügelpinguin (<i>P. antarcticus</i>) und Königspinguin (<i>Aptenodytes patagonicus</i>) auf Potter Peninsula; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b Braun et al., 2020Braun et al., 2020fett gedruckt. 248
Tabelle 23:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Südlichem Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>), Kapsturmvogel (<i>Daption capense</i>), Buntfußsturmschwalbe (<i>Oceanites oceanicus</i>) und Schwarzbauchmeerläufer (<i>Fregetta tropica</i>) auf Potter Peninsula; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben (* Erfassung nur innerhalb des ASPAs); siehe auch Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b. 250
Tabelle 24:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Weißgesichtsscheidenschnabel (<i>Chionis albus</i>), Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>), Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) und Blauaugenscharben (<i>Leucocarbo bransfieldensis</i>) auf Potter Peninsula; Bei Blauaugenscharben wurde nach 1990 die Kolonie auf dem vorgelagerten Felsen Low Rock gezählt. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben; siehe auch Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b. 251
Tabelle 25:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (<i>Stercorarius antarcticus lonnbergi</i>), Südpolarskua (<i>S. maccormicki</i>), Misch- und Hybridpaaren (<i>Stercorarius</i> -Misch-

	& Hybridpaare) sowie unbestimmten Skuapaaren (<i>Stercorarius spec.</i>) auf Potter Peninsula. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben (* Erfassung nur innerhalb des ASPAs); siehe auch Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b. 252
Tabelle 26:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (<i>Pygoscelis papua</i>), Adéliepinguin (<i>P. adeliae</i>), Zügelpinguin (<i>P. antarcticus</i>), Südlichem Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>) und Kapsturmvogel (<i>Daption capense</i>) am Duthoit Point; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt. 253
Tabelle 27:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Buntfußsturmschwalbe (<i>Oceanites oceanicus</i>), Schwarzbauchmeerläufer (<i>Fregatta tropica</i>), Weißgesichtsscheidenschnabel (<i>Chionis albus</i>), Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) und Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) am Duthoit Point; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben; Alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt. 254
Tabelle 28:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (<i>Stercorarius antarcticus lonnbergi</i>), Südpolar skua (<i>S. maccormicki</i>), Misch- & Hybridpaaren (<i>Stercorarius</i> -Misch- & Hybridpaare) sowie unbestimmten Skuapaaren (<i>Stercorarius spec.</i>) und Blauaugenscharben (<i>Leucocarbo bransfieldensis</i>) am Duthoit Point; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt. 255
Tabelle 29:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Südlichem Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>), Kapsturmvogel (<i>Daption capense</i>), Buntfußsturmschwalbe (<i>Oceanites oceanicus</i>) und Schwarzbauchmeerläufer (<i>Fregatta tropica</i>) auf Stansbury Peninsula; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben; später Zähltermin durch * markiert; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt. 256
Tabelle 30:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Weißgesichtsscheidenschnabel (<i>Chionis albus</i>), Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) und Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) auf Stansbury Peninsula; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben, alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt. 258
Tabelle 31:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (<i>Stercorarius antarcticus lonnbergi</i>), Südpolar skua (<i>S.</i>

	<i>maccormicki</i>), Misch- und Hybridpaaren (<i>Stercorarius</i> -Misch- & Hybridpaare) sowie unbestimmten Skuapaaren (<i>Stercorarius spec.</i>) auf Stansbury Peninsula; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt..... 258	258
Tabelle 32:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (<i>Pygoscelis papua</i>), Zügelpinguin (<i>P. antarcticus</i>), Südlichem Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>), Kapsturmvogel (<i>Daption capense</i>) und Buntfußsturmschwalbe (<i>Oceanites oceanicus</i>) auf Cabo Cariz; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt..... 259	259
Tabelle 33:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Weißgesichtsscheidenschnabel (<i>Chionis albus</i>), Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>), Brauner Skua (<i>Stercorarius antarcticus lonnbergi</i>), unbestimmten Skuapaaren (<i>Stercorarius spec.</i>) und Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) auf Cabo Cariz, Veränderungen zu Braun et al., 2017 fett gedruckt; alle Änderungen zu Braun et al., 2020Braun et al., 2020b fett gedruckt. 260	260
Tabelle 34:	Monats-, Jahres- und Jahreszeitenmittelwerte und Variationsbreiten der Temperatur und des Niederschlags der Station Bellingshausen im Vergleichszeitraum 1969 – 1920, Datenquelle: http://www.aari.aq/data/catalogue.html 262	262
Tabelle 35:	Ergebnisse der linearen Regression der monatlichen und saisonalen Temperaturentwicklung an der Station Bellingshausen; Angegeben sind die Änderungen über den gesamten Messzeitraum (ΔT) \pm Standardfehler, Signifikanz (p) und Bestimmtheitsmaß (R^2), Datenquelle: https://legacy.bas.ac.uk/met/READER/surface/stationpt.html 262	262
Tabelle 36:	Ergebnisse der linearen Regression der monatlichen und saisonalen Niederschlagsentwicklung an der Station Bellingshausen; Angegeben sind die Änderung über den gesamten Messzeitraum (ΔN) \pm Standardfehler, Signifikanz (p) und Bestimmtheitsmaß (R^2), Datenquelle: http://www.aari.aq/data/catalogue.html 263	263

Abkürzungsverzeichnis

AARI	Arctic and Antarctic Research Institute
ACAP	Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels
ASPA	Antarctic Specially Protected Area (Besonderes Antarktisches Schutzgebiet)
ATS	Antarctic Treaty Secretariat
ATCM	Antarctic Treaty Consultative Meeting (Konsultativtreffen der Antarktisvertragsstaaten)
AUG	Gesetz zur Ausführung des Umweltschutzprotokolls vom 4. Oktober 1991 zum Antarktis - Vertrag (Umweltschutzprotokoll-Ausführungsgesetz)
BP	Brutpaar
CCAMLR	Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources
CEP	Committee of Environmental Protection
COMNAP	Council of Managers of National Antarctic Programmes
DMS	Dimethylsulfid
ENSO	El Niño-Southern Oscillation
ESA	European Space Agency
GIS	Geographisches Informationssystem
GPS	Global Positioning System
IBA	Important Bird Area
IOC	International Ornithological Congress
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IUCN	International Union for Conservation of Nature
KGI	King George Island
KOPRI	Korea Polar Research Institute
LDPE	Low-density polyethylene (Polyethylen niedriger Dichte)
LLDPE	Linear low-density polyethylene (Lineares Polyethylen niedriger Dichte)
MARPOL	International Convention for the Prevention of Marine Pollution from Ships (Internationales Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe)
NGO	Non-governmental Organisation (Nichtregierungsorganisation)
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
ONI	Oceanic-Niño-Index
SAM	Southern Annual Mode
SCAR	Scientific Committee on Antarctic Research
SCARCGA	SCAR Composite Gazetteer of Antarctica
ThINK	Thüringer Institut für Nachhaltigkeit und Klimaschutz GmbH, Jena
UN	United Nations (Vereinte Nationen)
USGS	United States Geological Survey
USP	Umweltschutzprotokoll zum Antarktis-Vertrag
WAP	Western Antarctic Peninsula (Westliche Antarktische Halbinsel)

Zusammenfassung

Einleitung

Die Antarktis, definiert als Gebiet südlich des 60. Breitengrades unterliegt einem zunehmenden Druck durch kumulative Auswirkungen von Klimaveränderungen, Verschmutzung, Fischerei, Tourismus sowie einer Vielzahl weiterer menschlicher Aktivitäten. Diese Veränderungen bergen ein hohes Risiko sowohl für die lokalen polaren Ökosysteme als auch für die Regulation des globalen Klimas sowie durch einen globalen Anstieg des Meeresspiegels. Langfristige Monitoringprogramme sind auch in der Antarktis von großer Bedeutung für die Beurteilung des Zustands von Ökosystemen. Die Antarktische Halbinsel gehört zu den derzeit von der in den vergangenen Jahrzehnten beobachteten Temperaturerhöhung am stärksten betroffenen Gebieten. Das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Studie umfasst die Fildes-Region im Südwesten King George Islands, Maritime Antarktis. Bei diesem Gebiet handelt es sich um ein Areal mit vergleichsweise hoher Biodiversität, das von den Auswirkungen der aktuellen Klimaveränderungen an der Antarktischen Halbinsel stark betroffen ist. Zudem verzeichnen weite Bereiche dieses Gebiets aufgrund der Präsenz mehrerer Antarktisstationen verschiedener Nationen ein hohes Niveau an menschlichen Aktivitäten, darunter vielfältige wissenschaftliche Tätigkeiten, ein intensiver Luft-, See- und Landverkehr, Tourismus in Form geführter Touren und Bootsfahrten, Besuche von Delegationen und Filmteams, Bildungsprogramme und Freizeitausflüge von Stationsmitgliedern. Negative Auswirkungen der starken Konzentration menschlicher Aktivitäten in der Fildes-Region umfassen unter anderem Störungen von Seevögeln und Robben, Habitatzerstörung sowie eine beträchtliche Kontamination von Boden, Wasser und Luft. Die vorliegende Arbeit basiert im Wesentlichen auf einer Fortsetzung des Seevogel- und Robbenmonitorings und ist aufgrund mangelnder Langzeiterfassungen in der Antarktis von hohem wissenschaftlichen Wert. Daneben konnten bestehende Datensätze zu Brutvögeln in ausgewählten Bereichen der Maxwell Bay ergänzt werden sowie die Kartierung der Antarktischen Schmiele vervollständigt werden. Weitere Untersuchungen umfassten die Dokumentation von Gletscherrückzugsgebieten, die Verbreitung von Meeresmüll, den Einfluss von anthropogenem Material auf Seevögel sowie Zusammenfassung der Kenntnisse über eingeschleppte, nicht-heimische Arten im Untersuchungsgebiet. Diese Arbeiten stellen einen wertvollen Beitrag zur Einschätzung ökologischer Prozesse infolge der aktuellen klimatischen Veränderungen und des zunehmenden anthropogenen Einflusses in der Antarktis dar.

Monitoring der Brutvögel und Robben in der Fildes-Region

In der Fildes-Region brüten aktuell 14 Seevogelarten, deren Brutpaarzahlen und Verbreitung im Rahmen des Langzeitmonitorings in den Saisons 2018/19 und 2019/20 erfasst und durch einzelne Zählraten der Saison 2020/21 ergänzt wurden. Die hierbei angewandte GPS- und GIS-basierte Methodik orientierte sich an den Bestandserfassungen der 1980er Jahre sowie mehrerer Vorgängerprojekte und erlaubt so die Auswertung von Langzeittrends der Brutvogelbestände. So erfolgte die Erfassung der Brutpaarzahlen jeweils zu Beginn der Brutsaison sowie die Jungvogelzählungen für die Bruterfolgsermittlung gegen Ende der Brutsaison. Der Bestand der Robben im Gebiet wurde jeweils zur Monatsmitte entlang der gesamten Küstenlinie der Fildes Peninsula und Ardley Islands ermittelt sowie alle größeren Liegegruppen von Seeelefanten kartiert.

Für die Pinguinkolonie auf Ardley Island, in der alle drei Arten der Gattung *Pygoscelis* sympatrisch brüten, liegen seit Beginn des Langzeitmonitorings – auch durch die Unterstützung chilenischer und uruguayischer Wissenschaftler und Wissenschaftlerinnen – inzwischen ein 41 Jahre umfassender Datensatz von hohem wissenschaftlichem Wert vor. Die aktuellen Brutpaarzahlen bestätigen die langjährigen Bestandstrends für alle drei Pinguinarten in dieser

gemischten Kolonie. Der Bestand des Zügelpinguins zeigte zwischen dem Beginn der Langzeiterfassung in der Saison 1979/80 und 2004/05 einen deutlichen Rückgang. Anschließend wuchs die Brutpaarzahl leicht an und blieb weitgehend stabil, wenn auch auf im Vergleich mit benachbarten Zügelpinguinkolonien sehr niedrigem Niveau. Insgesamt nahm der Zügelpinguinbestand auf Ardley Island um ca. 92,2 % bei einer jährlichen Änderungsrate von - 2,2 % ab. Eine ähnliche Entwicklung wurde auch für den Adéliepinguin verzeichnet. Dessen Brutpaarzahl erreichte in der Saison mit 300 Brutpaaren (BP) den niedrigsten Wert seit Beginn der Langzeiterfassung. Resultierend aus den aktuellen Daten beträgt der Rückgang des Adéliepinguins auf Ardley Island ca. 53,1 % bei einer jährlichen Änderungsrate von -1,3 %. Dagegen zeigt der Eselspinguin eine deutlich gegensätzliche Entwicklung. Der Bestand dieser Art wuchs im Untersuchungszeitraum erheblich um insgesamt ca. 72,6 % bei einer jährlichen Änderungsrate von 1,7 %. Dabei deuten die jährlichen Änderungsraten der Brutpaarzahlen von Adélie- und Eselspinguinen einen gegenläufigen Zusammenhang an, d. h. beiden Arten scheinen unterschiedlich auf herrschende Umweltbedingungen zu reagieren. Da sich auf Ardley Island aktuell keine Abschwächung des Bestandswachstums der Eselspinguine abzeichnet, scheint die artspezifische ökologische Kapazität dieses Brutplatzes noch nicht erreicht zu sein. In verschiedenen Studien wurde gezeigt, dass Adéliepinguine im Vergleich zu Eselspinguinen eine geringere Flexibilität hinsichtlich ihrer Brutphänologie sowie des Brutplatzes aufweisen. Demnach könnte sich eine hohe Schneebedeckung in der Kolonie zu Beginn der Brutsaison negativ auf die Anzahl der brütenden Paare auswirken. Ein entsprechender statistischer Zusammenhang mit der Höhe der Schneebedeckung in den Monaten Oktober und November mit der Brutpaarzahl der Adéliepinguine ließ sich jedoch nicht nachweisen. Zwar war in den vergangenen Jahren die Brutpaarzahl der Adéliepinguine in Saisons mit einem schneereichen Frühjahr häufig eher gering, niedrige Brutpaarzahlen wurden jedoch ebenso in Saisons mit einer geringen Schneebedeckung im Frühjahr verzeichnet. Folglich spielen weitere Umweltfaktoren eine entscheidende Rolle bei der Entscheidung für den Beginn einer Brut.

Basierend auf den Langzeitdaten zum Bruterfolg, die mittlerweile 32 Jahre umfassen, werden erhebliche Unterschiede zwischen den drei Pinguinarten deutlich. Im langjährigen Mittel zogen Zügelpinguine $1,16 \pm 0,39$ Jungvögel pro Brutpaar erfolgreich auf. Im Langzeitvergleich zeigte der Bruterfolg des Zügelpinguins erhebliche Schwankungen, jedoch keinen einheitlichen Trend. Dagegen liegt der mittlere Bruterfolg des Adéliepinguins zwar im ähnlichen Bereich ($1,15 \pm 0,25$), der jährliche Bruterfolg zeigt jedoch einen deutlichen abnehmenden Trend. Dagegen ist der mittlere Bruterfolg des Eselspinguins mit $1,28 \pm 0,18$ Jungvögeln pro Brutpaar im Mittel signifikant höher. Im Langzeitvergleich nimmt der Bruterfolg dieser Art jedoch ebenfalls ab. Ein zwischen dem Bruterfolg des Adélie- und des Eselspinguins nachweisbarer Zusammenhang, deutet auf eine ähnliche Reaktion auf herrschende Umweltfaktoren hin. Insgesamt sind die Werte für den Bruterfolg der drei Pinguinarten auf Ardley Island vergleichsweise hoch und liegen über denjenigen aus verschiedenen anderen Kolonien. Der auf Ardley Island im Vergleich zu den anderen Arten nachgewiesene höhere Bruterfolg des Eselspinguins hängt wahrscheinlich mit der höheren Variabilität dieser Art gegenüber verschiedenen Umweltfaktoren sein. Demzufolge verfügen sie über eine bessere zeitliche und räumliche Reaktionsfähigkeit gegenüber für eine erfolgreiche Brut ungünstigen Umweltbedingungen. So können regionale Faktoren wie Meereisbedeckung oder Nahrungsverfügbarkeit wie auch lokale Witterungsextreme den Bruterfolg der Pinguine erheblich beeinflussen. Deutlich wurde dies auf Ardley Island in mehreren Saisons, in denen ein schneereiches Frühjahr mit spät einsetzender Schneeschmelze oder starker Schneefall während der Brut sich in einem deutlich verringerten Bruterfolg auswirkten.

Die im Langzeitvergleich ermittelte Bestandsentwicklung der drei Pinguinarten auf Ardley Island stimmen mit den vielfach dokumentierten divergierenden Trends der *Pygoscelis*-Arten in

weiten Bereichen der Antarktis überein. Dabei zeigen die verschiedenen Arten eine unterschiedliche Reaktion auf die komplexen ökologischen Prozesse infolge der fortschreitenden klimatischen Erwärmung. Die mit der Temperaturerhöhung einhergehende regionale Abnahme der winterlichen Meereisausdehnung wirkt sich negativ auf den Adéliepinguin als eine stark vom Eis abhängige Art aus, während Zügel- und Eselpinguine langfristig von einer Ausdehnung von zur Verfügung stehenden Habitaten nach Süden hin zu profitieren scheinen. Veränderungen im Nahrungsnetz infolge der Meereisreduzierung und einer zunehmenden Krillfischerei können sich vor allem durch eine reduzierte Verfügbarkeit von Krill auf Adélie- und Zügelpinguine auswirken. Im Gegensatz zu den aktuell stark abnehmenden Zügelpinguinen scheinen Adéliepinguine dieser Beeinträchtigung teilweise durch eine Verschiebung ihrer Brutgebiete nach Süden auszuweichen, wodurch die Gesamtpopulation aktuell noch keinen starken Rückgang verzeichnet. Dagegen zeigen Eselpinguine, deren Nahrung gewöhnlich einen höheren Anteil an Fisch aufweist und die ihre Nahrung im offenen Wasser zu suchen, eine Ausdehnung ihres Verbreitungsgebiets nach Süden hin.

Basierend auf dem Monitoring des Südlichen Riesensturmvogels in der Fildes-Region liegen seit Beginn der Langzeiterfassungen inzwischen Daten aus 32 Jahren vor und liefern detaillierte Informationen zur lokalen Bestandsentwicklung dieser Seevogelart. Die einzelnen Riesensturmvogelkolonien der Fildes-Region unterscheiden sich nach wie vor hinsichtlich des Grads der menschlichen Störung, der stark abhängig ist von der Entfernung zu den ansässigen Stationen und der Erreichbarkeit der Brutgebiete zu Fuß oder per Boot. Die Zunahme des Bestands des Riesensturmvogels in der Fildes-Region setzte sich auch während des Untersuchungszeitraums fort. In der Saison 2019/20 erreichte die hier verzeichnete Gesamtbrutpaarzahl mit 703 BP den höchsten Wert der langjährigen Erfassungen ausgehend vom ersten vollständigen Datensatz mit 276 BP in der Saison 1983/84 zeigte die Gesamtbrutpaarzahl trotz verschiedener jährlicher Schwankungen ein signifikantes Wachstum um insgesamt 155 % mit einer jährlichen Zuwachsrate von 4,2 %. Trotz der Tatsache, dass in Saisons mit einer sehr hohen Schneebedeckung jeweils deutlich weniger Riesensturmvögel im Gebiet brüteten, ließ sich kein statistischer Zusammenhang zwischen Gesamtbrutpaarzahl und der mittleren Schneebedeckung der Monate Oktober und November in den Saisons 1982 bis 2020 nachweisbar. In den Saisons 2018/19 und 2019/20 wurde erneut ein verhältnismäßig hoher Gesamtbruterfolg des Riesensturmvogels in der Fildes-Region verzeichnet. Mit 0,61 aufgezogenen Jungvögeln pro Brutpaar wurde in der Saison 2019/20 der höchste Wert seit den 1980er Jahren verzeichnet. Infolgedessen wuchs das langjährige Mittel des Bruterfolgs auf inzwischen $0,38 \pm 0,15$ Jungvögeln pro Brutpaar an. Der geringste mittlere Bruterfolg von 0,12 Jungvögel pro Brutpaar wurde in der Saison 2009/10 registriert. Nachdem über lange Zeit ein signifikanter Rückgang des Gesamtbruterfolgs zu verzeichnen war, ist inzwischen kein signifikanter Langzeittrend mehr erkennbar. Trotz der positiven Bestandsentwicklung des Riesensturmvogels in der Fildes-Region ist der mittlere Bruterfolg im Vergleich zu anderen Gebieten nach wie vor deutlich geringer. Ein dauerhaft reduzierter Bruterfolg kann sich trotz einer geringen Mortalität bei adulten und immaturren Vögeln langfristig negativ auf den Bestand auswirken. Somit stellt der über Jahre hinweg geringe Bruterfolg des Riesensturmvogels in der Fildes-Region nach wie vor ein Risiko für den lokalen Bestand dieser Art dar. Hinsichtlich der Brutpaarzahlen unterscheiden sich die einzelnen Kolonien in der Fildes-Region deutlich voneinander und reicht von wenigen Brutpaaren bis hin zu 152 BP. Die Mehrzahl der Kolonien verzeichnete während des Untersuchungszeitraums wesentliche Bestandsänderungen. Während einige Kolonien ein starkes Wachstum aufwiesen, zeigten andere Kolonien zeitweise einen deutlichen Rückgang der Brutpaarzahl. Auffallend ist hierbei, dass in einigen Kolonien die Brutpaarzahl in den 1980er Jahren abnahm und danach auf einem niedrigen Niveau blieb oder diese sogar zeitweise verlassen waren. In den letzten Jahren nahm hier die Brutpaarzahl jedoch

erneut zu. Im Gegensatz dazu wurde der wachsende Bestandstrend anderer Kolonien nach der Saison 2009/10 unterbrochen, wobei die Brutpaarzahl stark abfiel und sich erst in jüngster Vergangenheit wieder erholte. Bemerkenswert ist, dass gleichzeitig zum Brutpaarrückgang in Kolonien in unmittelbarer Nähe dazu kein derartiger Trend oder sogar ein deutliches Koloniewachstum zu verzeichnen war. Demgegenüber wies die Brutpaarzahl in einer weiteren Kolonie starke Schwankungen ohne einen erkennbaren Langzeittrend auf. Die aktuelle positive Entwicklung des Bestands des Riesensturmvogels spiegelt sich in den Brutpaarzahlen sämtlicher Kolonien des Gebiets wider. Am deutlichsten nahm die Brutpaarzahl in den Kolonien zu, die trotz eines Rückgangs von Störungen, wie z. B. tiefe Überflüge, nach wie vor als diejenigen mit dem höchsten Grad an menschlicher Störung einzustufen sind. Somit weist die Entwicklung in diesen Kolonien auf einen deutlichen Gewöhnungseffekt hin, da weder eine Reduktion des Luft- und Schiffsverkehrs noch der Bewegungen von Fußgängern im Gelände beobachtet werden konnte. Eine durch anthropogene Einflüsse ausgelöste Verschiebung von Brutplätzen, wie sie in den vergangenen Jahren wiederholt beobachtet wurde, fand im Untersuchungszeitraum nicht statt. Hinsichtlich der Zahl der erfolgreich aufgezogenen Jungvögel in den einzelnen Kolonien sind im Langzeitvergleich keine wesentlichen Veränderungen der Entwicklung des jeweiligen Bruterfolgs erkennbar. Die Mehrzahl der Brutplätze wies zwar deutliche jährliche Schwankungen des Bruterfolgs, aber oftmals keinen Langzeittrend auf. Einige Kolonien verzeichnen jedoch nach wie vor einen abnehmenden Langzeittrend des Bruterfolgs. Somit wurden sowohl in abgelegenen als auch häufig von menschlichen Störungen betroffenen Kolonien hohe Bruterfolgswerte erfasst. Dies ist insofern bemerkenswert, da einige Kolonien aufgrund anthropogener Einflüsse zeitweise beinahe erloschen waren. Diese Gebiete sind trotz einer Abnahme bestimmter Einflüsse, wie z. B. tiefe Überflüge oder häufige unkontrollierte Besuche, nach wie vor als diejenigen mit dem höchsten Grad an menschlicher Störung einzustufen. Vermutlich spiegelt die Entwicklung in diesen Kolonien einen deutlichen Gewöhnungseffekt wider. Im Gegensatz dazu ließ sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Brutpaarzahl und dem Bruterfolg in der vorangegangenen Saison in vier der zehn Kolonien der Fildes-Region nachweisen. Demnach nahm die Brutpaarzahl dort nach einer Saison mit einem niedrigen Bruterfolg ab. Zu betonen ist, dass alle diese Kolonien in Gebieten mit einem mittleren oder hohen Niveau an menschlicher Störung liegen. Für einen weitergehenden Vergleich der einzelnen Kolonien wurden diese zusammengefasst nach ihrem Grad der menschlichen Störung und die Bruterfolgswerte nach dem Stationsbau in den späten 1980er Jahren hinzugezogen. Hierbei wird deutlich, dass der mittlere Bruterfolg in den Kolonien, in denen das Ausmaß menschlicher Störungen am geringsten eingeschätzt wurde, am höchsten war. Den geringsten Bruterfolg hatten diejenigen Kolonien, die einem hohen Niveau an anthropogenen Einflüssen ausgesetzt waren und teilweise noch sind. Die vorliegenden Ergebnisse deuten darauf hin, dass hinsichtlich der Bestandsentwicklung des Südlichen Riesensturmvogels in der Fildes-Region mögliche Einflüsse großräumiger Umweltfaktoren wahrscheinlich von lokalen Umweltbedingungen und negativen anthropogenen Einflüssen überlagert werden. Die hier dargestellte Bestandsentwicklung stimmt mit veröffentlichten Angaben über eine stabile bzw. wachsende globale Population dieser Art überein. Nach den jüngsten Bestandsschätzungen für die South Shetland Islands stellt die Fildes-Region den zweitgrößten Brutplatz in diesem Gebiet dar.

Im Rahmen des Langzeitmonitorings des Kapsturmvogels auf der Fildes Peninsula und Ardley Island wurden bislang Daten aus 26 Jahren erfasst. Die Gesamtbrutpaarzahl zeigte zwischen den Saisons 1984/85 und 2005/06 ein gewisses Maß an Schwankungen. Sie variierte zwischen 203 BP in der Saison 2003/04 und 338 BP in der Saison 1985/86. Beginnend in der Saison 2007/08 ging der Bestand jedoch drastisch zurück und erreichte in der Saison 2019/20 mit nur einem Brutpaar sein Minimum. In dieser Phase betrug der durchschnittliche jährliche Rückgang ca.

10,6 %. Menschliche Störung scheint eine sehr untergeordnete Rolle bei diesem Bestandsrückgang zu spielen, da die Anzahl der Brutpaare in allen Brutclustern einheitlich zurückging, und ein relevanter menschlicher Einfluss nur in einigen Brutgebieten des Kapsturmvogels zu verzeichnen ist. Prädation durch Skuas scheint den drastischen Bestandsrückgang des Kapsturmvogels nicht zu erklären, da der Bestand an Braunen Skuas im Gebiet über die vergangenen Jahrzehnte verhältnismäßig stabil war. Die Ursachen für die starke Bestandsabnahme werden vielmehr in natürlichen Umweltbedingungen wie z. B. verringerte Nahrungsverfügbarkeit, ungünstige klimatische Bedingungen und/oder ein gleichbleibend hoher Prädationsdruck vermutet. Inwiefern der in der Fildes-Region verzeichnete Rückgang des Kapsturmvogelbestands auch in anderen Brutgebieten zu beobachten ist, ist aufgrund mangelnder vergleichbarer Studien nicht eindeutig zu klären. Die wenigen existierenden Informationen zu Bestandstrends des Kapsturmvogels sind uneinheitlich und basieren zumeist nicht auf aktuellen Daten.

Für die Saisons 2018/2019 und 2019/20 wurde aufgrund wiederholter Beobachtungen von Rußalbatrossen und Weißgesichtsscheidenschnäbeln über die Brutsaison hinweg eine erneute Brut von jeweils mindestens zwei Paaren bzw. ein bis zwei Paaren angenommen. Jungvögel konnten aufgrund der Nichterreichbarkeit des Brutplatzes jedoch nicht sicher festgestellt werden.

Nachdem sich der Gesamtbestand der Skuas in der Fildes-Region nach erheblichen Einbrüchen in den Vorjahren wieder erhöhte, wurden im Untersuchungszeitraum erneut weniger Brutpaare registriert als in den Jahren zuvor. Dieser Rückgang betraf vor allem die Zahl der brütenden Südpolarskuas. So wurden mit 49 bzw. 66 BP in den Saisons 2018/19 und 2019/20 deutlich geringere Brutpaarzahlen erfasst im Vergleich zum langjährigen Mittel. Die Brutpaarzahl der Misch- und Hybridpaare war mit 14 bzw. 3 BP ebenfalls deutlich geringer als in den Vorjahren. Dagegen waren die Schwankungen für die Braune Skua mit 53 bzw. 37 BP deutlich geringer. Im Langzeitvergleich lässt sich kein eindeutiger Bestandstrend für die Braune Skua und Südpolarskua sowie deren Hybrid- und Mischpaare nachweisen, d. h. die Bestände erwiesen sich trotz teils erheblicher jährlicher Schwankungen langfristig als stabil. Dabei ließ sich ein negativer Zusammenhang zwischen der Gesamtbrutpaarzahl der Skuas und der mittleren Schneehöhe in den Monaten November und Dezember belegen. Hinsichtlich des Bruterfolgs unterschieden sich Skuas der verschiedenen Paartypen in den Saisons 2018/19 und 2019/20 stark voneinander. Auch wenn der Bruterfolg Brauner Skuas im Vergleich zu den Vorjahren deutlich abnahm, zogen Südpolarskuas in der Saison 2018/19 keine Jungtiere erfolgreich auf. Somit konnte nur in sieben von dreizehn Saisons überhaupt flügge Jungvögel dieser Art beobachtet werden. Weder Misch- und Hybridpaare noch Paare unbestimmten Typs konnten in einer der beiden untersuchten Saisons erfolgreich Junge aufziehen. Anhand der gezeigten Unterschiede hinsichtlich Brutpaarzahl und Bruterfolg wird eine abweichende Reaktion beider Arten auf vorherrschende Umweltbedingungen deutlich. Der vormals beschriebene positive Bestandstrend der Südpolarskua in der Fildes-Region seit den 1980er Jahren, der auch in anderen Gebieten der Antarktis verzeichnet wurde, lässt sich aufgrund der wiederholt niedrigen Brutpaarzahlen inzwischen nicht mehr erkennen. Die aktuellen starken Bestandseinbrüche und wiederholten Brutauffälle der Südpolarskuas in der Fildes-Region wurden ebenfalls in anderen Brutgebieten beobachtet. Als Ursache hierfür wird eine im Vergleich zur Braunen Skua größere Abhängigkeit dieser Art von mariner Nahrung vermutet.

In den Saisons 2018/19 und 2019/20 wurden insgesamt 136 BP bzw. 88 Brutpaare der Dominikanermöwe erfasst. Im Langzeitvergleich zeigte der Bestand dieser Art einen abnehmenden Trend bei deutlichen jährlichen Schwankungen. Hierfür sind vor allem die höheren Brutpaarzahlen in den 1980er und 1990er Jahren verantwortlich. Zwischen den

Saisons 2000/01 und 2019/20 blieb der Bestand jedoch stabil. Dabei zeigte die Brutpaarzahl der Dominikanermöwen im Untersuchungsgebiet einen signifikanten negativen Zusammenhang mit dem ‚Oceanic Niño Index‘, gemittelt für die Monate September, Oktober und November. Demnach wurden in den Jahren mit moderatem bis sehr starkem ONI deutlich geringere Brutpaarzahlen erfasst, während in La-Niña-Jahren verhältnismäßig viele Möwen im Gebiet brüteten. Entgegen den hier gezeigten Ergebnissen geben die wenigen veröffentlichte Studien zur Bestandsentwicklung der Dominikanermöwe auf den South Shetland Islands zumeist einen stabilen oder zunehmenden Bestand an.

In der Saison 2019/20 wurden insgesamt 121 Brutpaare der Antarktisseeschwalbe dokumentiert (unvollständige Erfassung in 2018/19). Im Langzeitvergleich seit Beginn der Erfassung in der Saison 1984/85 deutet sich trotz erheblicher Bestandschwankungen ein abnehmender Trend ab. Die langjährige mittlere Brutpaardichte beläuft sich auf 13,4 BP/km² und ist damit vergleichsweise niedrig. Der Anteil an Einzelbrütern, die nicht in Kolonien erfasst wurden, ist im Vergleich zu anderen Brutgebieten ungewöhnlich hoch. Da nur wenige veröffentlichte Langzeitdaten zum Bestand der Antarktisseeschwalbe aus anderen Gebieten vorliegen, wobei sowohl wachsende, stabile als auch abnehmende Bestände dokumentiert wurden, lassen sich keine eindeutigen Aussagen über die überregionale Populationsentwicklung dieser Art treffen.

Der vorhandene Datensatz zur Verbreitung der Sturmschwalbenarten Buntfußsturmschwalbe und Schwarzbauchmeerläufer in der Fildes-Region konnte im Untersuchungszeitraum geringfügig ergänzt werden. Nachdem für die Blauaugenscharbe seit den 1980er Jahren kein Brutnachweis in der Fildes-Region gelang, konnte in der Saison 2019/20 sowohl ein Nestbau als auch ein Brutpaar auf dem Nest beobachtet werden. Kurze Zeit später wurde dieses Nest verlassen vorgefunden. Da in den Saisons 2018/19 und 2020/21 ebenfalls Blauaugenscharben an diesem Ort aufhielten, sind weitere Brutversuche zu erwarten.

Im Rahmen des Langzeitmonitorings wurde in den Saisons 2018/19 und 2019/20 erneut eine Vielzahl an Irrgästen und Durchzügler beobachtet. Darunter waren vor allem Kaiserpinguin, Goldschopfpinguin und Küstenseeschwalbe. Daneben wurden zahlreiche Totfunde bzw. Teile davon, insbesondere von Kuhreiher, Schnee-, Silber- und Entensturmvogel dokumentiert.

Basierend auf den monatlichen, buchtgenau durchgeführten Robbenzählungen an der Küste der Fildes Peninsula und Ardley Island, liegt inzwischen liegt ein Datensatz zum Bestand der Robben während des Südsommers aus 28 Jahren vor. Hinsichtlich der räumlichen Verteilung von Seeelefanten, Weddellrobben und Seebären auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Sommermonaten ergaben sich keine neuen Erkenntnisse. Demnach halten sich Seeelefanten und Seebären v. a. an der Westküste der Fildes Peninsula auf, während Weddellrobben verhältnismäßig gleichverteilt an allen Küstenabschnitten zu finden sind. Dabei unterscheiden sich jedoch die jeweiligen Monatsmaxima der Robbenzahlen je nach Art. So wurden im Untersuchungszeitraum deutlich mehr Südliche Seeelefanten als in den Vorjahren erfasst. Somit wuchs die jährlich erfasste Gesamtzahl dieser Art seit der Saison 2000/01 an, wodurch der Bestand nach einer Stabilisierungsphase inzwischen einen positiven Trend aufweist. Dies deckt sich mit verschiedenen veröffentlichten Angaben, wobei eine massive Ausbeutung mariner Ressourcen ein potentielles Risiko für die Population dieser Art darstellen könnte. Die Zahl der an den Liegegruppen des Seeelefanten mit mehr als zehn Individuen zeigte zwar deutliche saisonale und jährliche Schwankungen, jedoch keine erheblichen räumlichen Veränderungen im Vergleich zu den vergangenen Jahren. Diese Ergebnisse unterstreichen die große Ortstreue von Seeelefanten an ihren Plätzen zum Ruhen und zum Fellwechsel.

Der Bestand der Weddellrobben lag in der Saison 2018/19 deutlich unter dem langjährigen Mittel seit 2000/01. Dabei wurde im Januar 2019 mit 29 Individuen die geringste Zahl an Weddellrobben im Monat Januar seit Beginn der systematischen Zählungen registriert. Dagegen lag die Zahl der Weddellrobben in allen drei Sommermonaten der Saison 2019/20 im mittleren Bereich. Nachdem in den 1980er Jahren noch deutlich mehr Weddellrobben im Gebiet beobachtet worden waren, blieb der Bestand zwischen 2000/01 und 2019/20 trotz gewisser Schwankungen weitgehend stabil. Obwohl der globale Bestand der Weddellrobbe derzeit als nicht bedroht oder gefährdet eingestuft wird, stellen die Ausbeutung mariner Ressourcen sowie ein Rückgang von Meereis infolge von Klimaveränderungen ein potentielles Risiko für die Gesamtpopulation und Verbreitung der Weddellrobbe dar.

Nachdem sich die Zahl der Antarktischen Seebären nach einer Phase intensiver Robbenjagd in der Vergangenheit in den 1970er und 1980er Jahren wieder im Gebiet etabliert hat, verzeichnet der Bestand dieser Art seit der Saison 2000/01 einen stabilen Bestand bei gleichzeitigen starken jährlichen Schwankungen. Dabei wurde im Januar 2020 die zweitgeringste Seebärenzahl für diesen Monat seit Beginn der systematischen Zählungen verzeichnet. Daneben konnten die bereits bekannten Wurfplätze des Antarktischen Seebären in der Saison 2019/20 um einen neuen Wurfplatz an der Westküste der Fildes Peninsula ergänzt werden. Die verzeichnete Zunahme des Seebärenbestandes in der Fildes-Region stimmt mit der starken Zunahme der globalen Population überein. Mittlerweile wird jedoch von einem abnehmenden Populationstrend ausgegangen, da inzwischen in einigen Gebieten deutliche Rückgänge zu verzeichnen waren. Als Ursache hierfür werden die Auswirkungen der aktuellen Klimaveränderungen auf die Nahrungsverfügbarkeit angeführt.

Brutvogel-Monitoring in den eisfreien Gebieten der Maxwell Bay

Im Zuge des Brutvogelmonitorings in ausgewählten eisfreien Bereichen der Maxwell Bay wurden die dortigen Vogelbestände erfasst. Zusätzlich wurden die vorhandenen Datensätze durch weitere verfügbare Angaben ergänzt, die z. B. von Kooperationspartnern zur Verfügung gestellt oder veröffentlichten Studien entnommen wurden. Der Bestand des Eselspinguins wuchs in den vergangenen Jahrzehnten in den benachbarten Kolonien auf Ardley Island und Potter Peninsula stark an. Auffallend ist dagegen der im Langzeitvergleich stabile Bestand des Zügelpinguins, während diese Art sowohl auf Ardley Island als auch auf Potter Peninsula starke Rückgänge verzeichnete. Der Bruterfolg des Esels- sowie des Zügelpinguins auf Barton Peninsula in den Saisons 2006/07 bis 2020/21 unterschied sich nicht von den für Ardley Island ermittelten Werten in diesem Zeitraum. Für die übrigen Brutvogelarten der Barton Peninsula liegen lediglich Informationen aus der Saison 2018/19 für das Gebiet des ASPAs Nr. 171 Narębski Point vor, wonach neben 15 BP des Südlichen Riesensturmvogels auch wenige Paare der Braunen Skua, SüdpolarSKUA, Antarktischeeschwalbe, Buntfußsturmschwalbe sowie des Weißgesichtsscheidenschnabels hier brüteten. Im Bereich der Halbinsel Green Point wurden erneut Brutpaare der SüdpolarSKUA und der Dominikanermöwe erfasst. Die Bestandsentwicklung des Eselspinguins in der Kolonie am Stranger Point auf der Potter Peninsula zeigte zwischen der Saison 2000/10 und 2018/19 einen noch stärkeren Zuwachs als auf Ardley Island, wobei die Kolonie insgesamt kleiner ist. Ebenfalls übereinstimmend mit der Entwicklung auf Ardley Island ist der starke Rückgang der Brutpaarzahlen des Zügelpinguins auf der Potter Peninsula in den vergangenen Jahrzehnten. Der mittlere Bruterfolg des Eselspinguins auf Potter Peninsula liegt unterhalb des Werts, der für Ardley Island ermittelt wurde. Basierend auf einer Küenzählung wurde der Bestand des Eselspinguins auf der Halbinsel Duthoit Point, Nelson Island in der Saison 2018/19 auf 2.860 BP geschätzt. Daneben wurden zahlreiche Brutpaare des Südlichen Riesensturmvogels, der Braunen Skua, der Dominikanermöwe sowie des Weißgesichtsscheidenschnabels registriert. Mit mindestens 81 BP wurde erneut eine große

Zahl Blauaugenscharben erfasst, womit sich die Stabilisierung des Bestands dieser Art am Duthoit Point fortzusetzen scheint. Auf der im Norden von Nelson Island gelegenen Stansbury Peninsula wurde in der Saison 2018/19 ein Bestand des Südlichen Riesensturmvogels von 56 BP ermittelt. Langfristig nahm die Brutpaarzahl der Südlichen Riesensturmvögel in diesem Gebiet analog zur Fildes-Region zu, wobei der Bestand dieser Art in den vergangenen zehn Jahren stabil blieb. In den Saisons 2018/19 und 2019/20 konnte das Gebiet am Cabo Cariz, Nelson Island, erneut besucht und der dortige Brutvogelbestand erfasst werden. Dabei wurde der Bestand des Zügelpinguins anhand einer Kükenzählung auf 424 bzw. 331 Brutpaare geschätzt. Der Bestand des Südlichen Riesensturmvogels am Cabo Cariz scheint in den vergangenen Jahren stabil zu sein. Dagegen scheint die Zahl der brütenden Dominikanermöwen seit den 1980er Jahren deutlich zurückgegangen zu sein. Zusätzlich konnte am Ruin Point ein weiteres Gebiet erstmals begangen werden und der dortige Brutvogelbestand, bestehend aus einigen wenigen Dominikanermöwen, Südpolarskuas und Antarktisseeschwalben, erfasst werden.

Klimatische Veränderungen im Untersuchungsgebiet

Die Auswertung der zwischen 1969 und 2020 erfassten Wetterdaten der Station Bellingshausen unterstreichen die vielfach beschriebenen klimatischen Veränderungen an der Westlichen Antarktischen Halbinsel. So ist auch hier ein genereller Temperaturanstieg ab der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts, wenn auch geringer als weiter südlich, zu verzeichnen. Am stärksten stieg die Temperatur im Herbst und Winter. Dagegen verzeichneten die jährlichen Niederschlagsmengen keinen signifikanten Trend. Besonders relevant für die verschiedenen Prozesse in der Region, wie beispielsweise die Gletscherentwicklung oder die Ausbreitung von Pflanzen ist die Anzahl der Tage, an denen das Temperaturmittel den Gefrierpunkt übersteigt (Über-Null-Tage). Diese zeigten im Langzeitvergleich bei deutlichen jährlichen Schwankungen keine Veränderungen. Ebenso blieben die Anzahl der Tage mit Schneebedeckung sowie die mittlere Schneehöhe in den Monaten November, Dezember, Januar, Februar und März stabil.

Ausbreitung der Antarktischen Schmiele auf der Fildes Peninsula und Ardley Island

Im Untersuchungszeitraum wurde die Kartierung sämtlicher Bestände der Antarktischen Schmiele abgeschlossen. Der überwiegende Anteil der erfassten Standorte entfällt mit 95 % auf kleinere Bestände mit einer absoluten Deckung von bis zu 1 m². Größere Bestände wurden weitaus seltener erfasst. Die Antarktische Schmiele kommt vor allem in leicht geneigten W-, NW-, N- bis NO-exponierten, also höherer Sonneneinstrahlung ausgesetzten Lagen vor. Dabei war das Gras mehrheitlich mit Flechten und/oder Moosen vergesellschaftet. Ferner wies mit 21 % ein erheblicher Anteil an Standorten einen Nährstoffeintrag durch Seevögel und Robben auf. Zudem wurden an der Mehrzahl der Grasstandorte aktuelle und/oder vorjährige Blütenstände nachgewiesen. Erstmals wurde die Präsenz der Antarktischen Schmiele in der Fildes-Region für das Jahr 1966 dokumentiert, gefolgt von weiteren Funden in den nachfolgenden Jahren. Zwei flächendeckende Kartierungen der Grasart in den Saisons 1984/85 und 2000/01 lieferten Informationen zum jeweiligen Vorkommen der Antarktischen Schmiele, wobei sich bereits eine Zunahme der Bestände dieser Art zeigte. Anhand der im Rahmen dieser Studie durchgeführten Kartierung konnte eine erhebliche Ausbreitung der Antarktischen Schmiele im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Wurden in der Saison 1984/85 und noch 14 Standorte mit einer Deckung von 9,6 m² erfasst, konnten in der Saison 2000/01 bereits 161 Standorte mit einer Deckung von 143,4 m² dokumentiert werden. Im Zuge der letzten Kartierung in den Saisons 2016/17 bis 2019/20, erhöhte sich die Zahl der Grasstandorte auf 2.540, die insgesamt eine Fläche von 8.625,8 m² bedeckten. Die genannten Werte beziehen sich aufgrund möglicher erheblicher Schätzfehler auf das Untersuchungsgebiet ohne die von dichten Grasflächen bedeckten Halbinsel Nebles Point im äußersten Nordosten der Fildes Peninsula. Anhand der vorliegenden Verbreitungskarten wird deutlich, dass neben einer Ausdehnung

vorhandener Bestände auch eine Ausbreitung in vormals nicht besiedelte Areale zu verzeichnen ist. Zudem erhöhte sich die Zahl von Grasbeständen mit einer größeren Deckung deutlich. Folglich ist die Antarktische Schmiele offenbar in der Lage, sich in einem Gebiet nach erfolgreicher Etablierung bei günstigen Bedingungen vergleichsweise schnell auszubreiten. Die in der vorliegenden Arbeit dargestellte Ausbreitung der Antarktischen Schmiele stimmt mit einer Vielzahl an Studien überein, die die nachweisliche Ausbreitung von Gefäßpflanzen in der Antarktis auf die aktuellen Temperaturveränderungen zurückführen.

Vorkommen der Antarktischen Perlwurz in der Fildes-Region und angrenzenden Gebieten

Obwohl im Bereich der South Shetland und auch auf King George Island zahlreiche Vorkommen der Antarktische Perlwurz bekannt sind, scheinen in der Fildes-Region ungünstige lokale Umweltbedingungen, wie z. B. die vorherrschenden starken Westwinde, eine dauerhafte Etablierung der Antarktischen Perlwurz zu erschweren und damit bislang eine erfolgreiche Ausbreitung dieser Art zu verhindern. Nach mehreren Funden von einzelnen, kurz darauf jeweils abgestorbenen Beständen dieser Art in den Saisons 2000/01 und 2008/09 war zuletzt in der Saison 2017/18 im Nordosten der Fildes Peninsula ein bislang unbekannter vitaler Bestand dieser Art registriert worden. Daneben wurde im Januar 2020 ein weiterer kleinerer Bestand dieser Art im Gletschervorfeld im äußersten Nordwesten der Fildes Peninsula dokumentiert.

Dokumentation von Gletscherrückzugsgebieten ausgewählter Bereiche der Maxwell Bay in Bezug auf die regionale klimatische Entwicklung

Im Untersuchungszeitraum wurde die Dokumentation von Gletscherrückzugsgebieten ausgewählter Bereiche der Maxwell Bay mit Hilfe weiterer zur Verfügung stehender Satellitenaufnahmen fortgesetzt. In Übereinstimmung mit zahlreichen weiteren Studien zum Massenverlust der Eiskappe King George Islands wurde ein teils erheblicher Rückzug der Gletscherfronten im Bereich der eisfreien Gebiete der Fildes Peninsula, Weaver und Barton Peninsula sowie Stansbury Peninsula und Cabo Cariz im Norden von Nelson Island sowie Duthoit Point, Nelson Island mittels Delineation dokumentiert. Daneben wird die Besiedlung der durch den aktuellen Gletscherrückzug entstandenen, neuen eisfreien Gebiete der Fildes Peninsula durch einheimische Pflanzen und Seevögel dargestellt. Dokumentiert wurden so zahlreiche neu entstandene Bestände der Antarktischen Schmiele sowie neue Brutplätze von Dominikanermöwen, Braunen Skuas, Südpolarskuas, Antarktischeeschwalben und Buntfußsturmschwalben.

Verbreitung von Meeresmüll im Untersuchungsgebiet

Aufgrund der breiten globalen Anwendung von Kunststoffen jeglicher Art, deren Flexibilität und Haltbarkeit liegen inzwischen zahlreiche Belege über das Vorkommen von Plastik – einschließlich Mikroplastik (< 5 mm) – in so entlegenen Weltgegenden wie der Antarktis vor. Hierbei wird deutlich, dass die Antarktische Konvergenz zwar eine zirkumpolare biogeographische Barriere darstellt, entgegen langjähriger Überzeugung jedoch eine Nord-Süd-Ausbreitung von im Meer treibenden Objekten nicht zwingend verhindert. Hinzu kommen direkte Quellen wie Müll aus den Stationen oder von Schiffen in der Region. Aufgrund der Exposition der Westküste der Fildes Peninsula an die Drake Passage und damit an einen Abschnitt des Südpolarmeers, der Südatlantik und Südpazifik verbindet, wird an dieser Küste eine große Menge verschiedensten Strandguts angespült. Im Gegensatz dazu finden sich an der zur Maxwell Bay hin angrenzenden Ostküste in der Mehrzahl Objekte, die sich den angrenzenden Stationen bzw. in seltenen Fällen Schiffen oder Yachten zuordnen lassen. In den Saisons 2018/19 und 2019/20 erfolgte an einem 440 m langen ausgewählten Küstenabschnitt eine quantitative Erfassung des Meeresmülls. So wurden in den Saisons 2018/19 insgesamt 157

bzw. 302 Funde registriert. Die jährliche Akkumulationsrate zwischen 2019 und 2020 betrug dabei 0,69 Objekte/m. In beiden Jahren machte Kunststoff bzw. Plastik mit ca. 94,3 % bzw. 96,4 % den Hauptanteil der Funde aus. Darunter befand sich eine größere Menge von Bojen, Seilen, Tauen, Schnüren, Netzen und Verpackungsmaterialien, die zweifelsfrei auf Fischereiaktivitäten zurückzuführen sind. Daneben fanden sich eine größere Anzahl Plastikflaschen, deren Reste und Verschlüsse unter dem angeschwemmten Meeresmüll. Einen hohen Anteil machen zudem Polystyrol- und Kaltschaumstücke aus. Zusätzlich fanden sich noch Objekte aus Holz bzw. Kork, Papier, Metall und Glas. Bemerkenswert war der Fund von Kunststoffpolymergranulat in der Saison 2019/20, das weltweit in der Kunststoffindustrie zur Weiterverarbeitung Verwendung findet. Verpackungen von Kunststoffpolymergranulat waren in den vergangenen Jahren mehrfach an der Westküste der Fildes Peninsula dokumentiert worden. Die dargestellten Ergebnisse des systematischen Strandgutmonitorings belegen eine für die Antarktis vergleichsweise hohe Präsenz von angespültem Meeresmüll in der Fildes-Region.

Einfluss von anthropogenem Material auf Seevögel in der Fildes-Region

Der Einfluss von anthropogenem Material auf Tiere in terrestrischer, aquatischer und mariner Umgebung wurde vielfach dokumentiert sowie deren vielfältige negative Auswirkungen beschrieben. Für die Untersuchung des Einflusses von anthropogenem Material auf Seevögel und Robben in der Fildes-Region wurden gesammelte frisch tote Tiere bzw. in Einzelfällen intakte Mumien, Kotproben verschiedener Vogelarten sowie Skua-Pellets mit unverdaulichen Resten von Sturmschwalben auf anthropogenes Material hin untersucht. Zusätzlich wurde auf bereits vorhandenes Tier- und Probenmaterial aus der Fildes-Region zurückgegriffen und Daten aus früheren Projekten einbezogen. Die durchgeführten Untersuchungen von Proben des Mageninhalts sowie von ergaben, dass Sturmschwalben und Sturmvögel eine große Anzahl an Plastikpartikeln aufwiesen. So enthielten 84 % der untersuchten Sturmschwalbenküken bzw. 36 % Skua-Pellets mit unverdaulichen Resten von Sturmschwalben und Sturmvögeln Plastikpartikel. Darunter fanden sich auch zahlreiche Funde von Kunststoffpolymergranulat. Dabei stieg die Anzahl als auch das Gewicht der Plastikpartikel im Mageninhalt von Küken der Buntfußsturmschwalbe mit zunehmendem Alter der Küken an. Dies weist zweifelsfrei daraufhin, dass während der Brutsaison eine wiederholte Aufnahme von Plastikpartikeln im Bereich des Nahrungsgebiets stattfindet, welche über Futterübergaben durch die Elterntiere an die Küken weitergegeben werden. Somit handelt es sich um einen transgenerationellen Transfer der Plastikpartikel von den Elterntieren auf die Jungtiere durch Futterübergaben. In Spuck- und Kotproben von Skuas wurde in 1 % bzw. 6 % der Proben anthropogenes Material registriert. Dagegen wurde in keiner der Proben des Mageninhalts von Brauner Skua, Südpolarorka, Eselspinguin, Antarktisseeschwalbe und Riesensturmvogel anthropogenes Material nachgewiesen, wobei jeweils nur wenige Individuen untersucht wurden. Die Analyse der Kotproben von Eselspinguinen ergab eine Häufigkeit von Mikroplastikpartikeln in 4 % der Proben. FTIR-Messungen ergaben, dass es sich dabei um Polypropylen handelte. Weitere Funde von anthropogenem Material, wie z. B. als Nistmaterial, unterstreichen den Einfluss von anthropogenem Material auf Seevögel in der Fildes-Region.

Eingeschleppte, nicht-heimische Arten

Die Einschleppung nicht-heimischer Arten wird als eine der stärksten globalen Bedrohungen für die Biodiversität angesehen. Insbesondere invasive Arten, als die diejenige Arten gelten, die sich in natürlichen Gemeinschaften verbreiten und einheimische Arten verdrängen, können die Struktur und Funktion von Ökosystemen irreversibel schädigen. Trotz der verhältnismäßig isolierten geografischen Lage der Antarktis, bergen die zunehmende menschliche Präsenz mit ihren vielfältigen Aktivitäten sowie die aktuelle Klimaerwärmung ein hohes Risiko der Einschleppung und Etablierung nicht-heimischer Arten. Insbesondere in einem derart stark

frequentierten Gebiet wie der Fildes-Region ist das Risiko für eine Einschleppung von nicht-heimischen Organismen besonders hoch. Bei der Kontrolle bekannter früherer Standorte von eingeschleppten und entfernten Gräsern im Untersuchungszeitraumgelegt wurden keine Anzeichen auf eine Wiederbesiedlung gefunden. Bereits seit der Saison 2006/07 liegen für die Fildes Peninsula regelmäßige Beobachtungen der eingeschleppten nicht-heimischen Mückenart *Trichocera maculipennis* vor. Der Fortgang eines inzwischen initiierten multinationalen Monitorings dieser eingeschleppten Mückenart wurde beschrieben und sämtliche eigene Funde und Beobachtungen dargestellt. Anhand dessen wird deutlich, dass diese Art bereits in sämtlichen Stationen der Fildes Peninsula sowie mehreren weiteren Stationen King George Islands nachweisbar ist. Zu betonen ist das Auftreten dieser saprophagen Wintermückenart in großer Zahl in der Umgebung der Stationen. In Anbetracht des weiter zunehmenden Luft- und Schiffsverkehrs auf hohem Niveau in der Fildes-Region wird das Risiko für eine Einschleppung nicht-heimischer Arten durch menschliche Aktivitäten auch künftig als hoch eingeschätzt. Eine wesentliche Rolle spielen hier neben dem Tourismus die Nationalen Antarktisprogramme als Betreiber der Stationen, von Flugzeugen und zahlreichen Schiffen. Zudem fehlen nach unserer langjährigen Beobachtung zumeist effektive Maßnahmen zur Verhinderung einer Einschleppung nicht-heimischer Arten oder werden nur unzureichend umgesetzt.

Offene Fragen und Weiterentwicklung des Monitoringprogramms

Für die Beurteilung von Umweltveränderungen für Ökosysteme sind langjährige Monitoringprogramme von größter Bedeutung. Vor allem in Gebieten mit deutlich nachweisbaren Veränderungen während der vergangenen Jahrzehnte, wie z. B. an der Westlichen Antarktischen Halbinsel, können Langzeitstudien zu Bestands- und Verbreitungsdaten von Fauna und Flora wertvolle Erkenntnisse über die Auswirkungen regionaler Umwelteinflüsse auf das Ökosystem liefern und darüber hinaus dazu beitragen, künftige Entwicklungen abzuschätzen. Die Mehrzahl der Bestandserfassungen von Seevogel- und Robbenbeständen beruht auf wenigen Zählungen und können aufgrund von häufigen natürlichen Bestandsschwankungen die tatsächlichen Entwicklungen daher nur sehr eingeschränkt abbilden. Die in der vorliegenden Studie dargestellten Langzeitdatenreihen aus der Fildes-Region sowie aus ausgewählten eisfreien Bereichen der Maxwell Bay sind von großem Wert, da systematische Langzeiterfassungen nur an sehr wenigen Standorten in der Antarktis durchgeführt werden. Ferner können die Ergebnisse des vorliegenden Langzeitmonitorings aufgrund der Lage des Untersuchungsgebiet in einem stark anthropogen geprägten Areal sowohl Auswirkungen klimabedingter Veränderungen als auch weiterer menschlicher Einflüsse abbilden. Diese können sich in Bestandszahlen von Indikatorarten wie dem Südlichen Riesensturmvogel, dem Adélie- und dem Eselspinguin widerspiegeln.

Summary

Introduction

Antarctica, defined as an area south of 60 degrees latitude, is under increasing pressure from cumulative impacts of climate change, pollution, fisheries, tourism and a variety of other human activities. These changes pose a high risk both to local polar ecosystems and to the regulation of the global climate, as well as through global sea level rise. Long-term monitoring programmes are also of great importance in Antarctica for assessing the state of ecosystems. The Antarctic Peninsula is currently one of the areas most affected by the temperature increase observed in recent decades. The study area of the present study comprises the Fildes Region in the southwest of King George Island, maritime Antarctic. This area is an area of comparatively high biodiversity that is strongly affected by the impacts of current climate change on the Antarctic Peninsula. In addition, due to the presence of several Antarctic stations of different nations, large areas of this experience high levels of human activities, including diverse scientific activities, intensive air, sea and land transport, tourism in the form of guided tours and boat trips, visits by delegations and film crews, educational programmes and recreational excursions by station members. Negative impacts of the high concentration of human activities in the Fildes Region include disturbance of seabirds and seals, habitat destruction, and significant contamination of soil, water and air. The present work is essentially based on a continuation of seabird and seal monitoring and is of high scientific value due to the lack of long-term surveys in Antarctica. In addition, existing data sets on breeding birds in selected areas of Maxwell Bay were supplemented and the mapping of Antarctic squills was completed. Further studies included the documentation of glacier retreat areas, the distribution of marine debris, the influence of anthropogenic material on seabirds, as well as summarising knowledge of introduced non-native species in the study area. This work represents a valuable contribution to the assessment of ecological processes as a result of current climatic changes and increasing anthropogenic influence in the Antarctic.

Monitoring the breeding birds and seals of the Fildes Region

Currently, 14 seabird species breed in the Fildes Region. Their breeding pair numbers and distribution were recorded as part of the long-term monitoring in the 2018/19 and 2019/20 seasons and supplemented by individual count data for the 2020/21 season. The GPS- and GIS-based methodology applied here was based on the population surveys of the 1980s and several previous projects and thus allows the evaluation of long-term trends in breeding bird populations. The number of breeding pairs was recorded at the beginning of the breeding season and the number of young birds was counted towards the end of the breeding season to determine breeding success. The seal population in the area was surveyed in the middle of each month along the entire coastline of the Fildes Peninsula and Ardley Islands, and all larger groups of elephant seals were mapped.

For the penguin colony on Ardley Island, where all three species of the genus *Pygoscelis* breed sympatrically, a 41-year data set of high scientific value has been available since the beginning of the long-term monitoring - also due to the support of Chilean and Uruguayan scientists. The current breeding pair numbers confirm the long-term population trends for all three penguin species in this mixed colony. The population of the chinstrap penguin showed a marked decline between the start of long-term recording in the 1979/80 season and 2004/05. Subsequently, the number of breeding pairs increased slightly and remained largely stable, albeit at a very low level compared to neighbouring chinstrap penguin colonies. Overall, the chinstrap penguin population on Ardley Island declined by approximately 92.2% at an annual rate of change of -2.2%. A similar trend was recorded for the Adélie penguin. The number of breeding pairs (bp)

reached 300 during the season, the lowest value since the beginning of long-term recording. Based on the current data, the decline of the Adélie penguin on Ardley Island is about 53.1 % with an annual rate of change of -1.3 %. In contrast, the gentoo penguin shows a clearly opposite development. The population of this species increased considerably during the study period by a total of approx. 72.6 % with an annual rate of change of 1.7 %. The annual rates of change in the breeding pair numbers of Adélie and gentoo penguins indicate an opposite relationship, i.e. both species seem to react differently to prevailing environmental conditions. As there are currently no signs of a slowdown in the population growth of gentoo penguins on Ardley Island, the species-specific ecological capacity of this breeding site does not seem to have been reached yet. Several studies have shown that Adélie penguins are less flexible in their breeding phenology and breeding site than gentoo penguins. Accordingly, high snow cover in the colony at the beginning of the breeding season could have a negative effect on the number of breeding pairs. However, a corresponding statistical correlation between the amount of snow cover in the months of October and November and the number of breeding pairs of Adélie penguins could not be proven. In recent years, breeding pair numbers of Adélie penguins have often been low in seasons with a snowy spring, but low breeding pair numbers have also been recorded in seasons with low snow cover in spring. Consequently, other environmental factors play a crucial role in the decision to start breeding.

Based on the long-term data on breeding success, which now cover 32 years, considerable differences between the three penguin species become apparent. On average over many years, chinstrap penguins successfully raised 1.16 ± 0.39 fledglings per breeding pair. In a long-term comparison, the breeding success of the chinstrap penguin showed considerable fluctuations, but no consistent trend. In contrast, the mean breeding success of the Adélie penguin is in a similar range (1.15 ± 0.25), but the annual breeding success shows a clear decreasing trend. In contrast, the mean breeding success of Gentoo penguins is significantly higher with 1.28 ± 0.18 fledglings per breeding pair. In a long-term comparison, however, the breeding success of this species also decreases. A detectable correlation between the breeding success of the Adélie and gentoo penguin suggests a similar response to prevailing environmental factors. Overall, the values for breeding success of the three penguin species on Ardley Island are comparatively high and above those from various other colonies. The higher breeding success of gentoo penguins on Ardley Island compared to the other species is probably related to the higher variability of this species to different environmental factors. Consequently, they have a better temporal and spatial responsiveness to environmental conditions that are unfavourable for successful breeding. Thus, regional factors such as sea ice cover or food availability, as well as local weather extremes, can significantly influence the breeding success of penguins. This became clear on Ardley Island in several seasons where a snowy spring with late snowmelt or heavy snowfall during breeding resulted in significantly reduced breeding success.

The long-term population trends of the three penguin species on Ardley Island are consistent with the often documented diverging trends of *Pygoscelis* species in large areas of Antarctica. At the same time, the different species show a different reaction to the complex ecological processes resulting from progressive climatic warming. The regional decrease in winter sea ice extent associated with the temperature increase has a negative impact on the Adélie penguin as a highly ice-dependent species, while chinstrap and gentoo penguins seem to benefit in the long term from an expansion of available habitats towards the south. Changes in the food web as a result of sea ice reduction and increased krill fishing may affect Adélie and chinstrap penguins mainly through reduced availability of krill. In contrast to the currently strongly declining chinstrap penguins, Adélie penguins seem to partially avoid this impact by shifting their breeding grounds to the south, which means that the overall population is not yet showing a

strong decline. Gentoo penguins, on the other hand, whose diet is usually higher in fish and which forage in open water, are showing a southward expansion of their range.

Based on the monitoring of the southern giant petrel in the Fildes Region, 32 years of data are now available since the start of the long-term surveys and provide detailed information on the local population development of this seabird species. The individual giant petrel colonies in the Fildes Region continue to differ in terms of the degree of human disturbance, which is strongly dependent on the distance to the resident stations and the accessibility of the breeding areas on foot or by boat. The increase in the giant petrel population in the Fildes Region continued during the study period. In the 2019/20 season, the total number of breeding pairs recorded here reached 703 bp, the highest value in the long-term records starting from the first complete record of 276 bp in the 1983/84 season, the total number of breeding pairs showed a significant growth of 155% overall with an annual growth rate of 4.2%, despite various annual fluctuations. Despite the fact that in seasons with very high snow cover significantly fewer giant petrels bred in the area, no statistical correlation between total breeding pair numbers and the mean snow cover in October and November in the seasons 1982 to 2020 could be proven. In the 2018/19 and 2019/20 seasons, relatively high total breeding success of the giant petrel was again recorded in the Fildes Region. With 0.61 young birds reared per breeding pair, the 2019/20 season recorded the highest value since the 1980s. As a result, the long-term mean of breeding success now grew to 0.38 ± 0.15 fledglings per breeding pair. The lowest mean breeding success of 0.12 fledglings per breeding pair was recorded in the 2009/10 season. After a long period of significant decline in overall breeding success, no significant long-term trend is now discernible. Despite the positive population development of the giant petrel in the Fildes Region, the mean breeding success is still significantly lower compared to other areas. A permanently reduced breeding success can have a long-term negative impact on the population, despite low mortality among adult and immature birds. Thus, the low breeding success of the giant petrel over the years in the Fildes Region continues to pose a risk to the local population of this species. In terms of breeding pair numbers, the individual colonies in the Fildes Region differ significantly from each other, ranging from a few breeding pairs to 152 bp. The majority of colonies recorded significant population changes during the study period. While some colonies showed a strong growth, other colonies temporarily showed a significant decline in the number of breeding pairs. It is striking that in some colonies the number of breeding pairs decreased in the 1980s and remained at a low level thereafter or were even temporarily abandoned. In recent years, however, the number of breeding pairs has increased again. In contrast, the growing population trend of other colonies was interrupted after the 2009/10 season, with the number of breeding pairs dropping sharply and only recovering in the recent past. It is remarkable that at the same time as the decline in breeding pairs, there was no such trend or even significant colony growth in colonies in the immediate vicinity. In contrast, the number of breeding pairs in another colony showed strong fluctuations without a recognisable long-term trend. The current positive development of the giant petrel population is reflected in the breeding pair numbers of all colonies in the area. The most significant increase in breeding pairs occurred in the colonies that, despite a decrease in disturbance such as low overflights, are still classified as those with the highest level of human disturbance. Thus, the development in these colonies indicates a clear habituation effect, as neither a reduction in air and ship traffic nor in pedestrian movements in the field could be observed. A shift of breeding sites triggered by anthropogenic influences, as repeatedly observed in previous years, did not take place during the study period. With regard to the number of successfully reared young birds in the individual colonies, no significant changes in the development of the respective breeding success are recognisable in the long-term comparison. The majority of breeding sites showed clear annual fluctuations in breeding success, but often no long-term trend. However, some colonies continue to show a decreasing

long-term trend in breeding success. Thus, both remote colonies and colonies frequently affected by human disturbance recorded high levels of breeding success. This is remarkable as some colonies were almost extinct at times due to anthropogenic impacts. These areas are still classified as those with the highest level of human disturbance, despite a decrease in certain influences, such as low overflights or frequent uncontrolled visits. Presumably, the development in these colonies reflects a clear habituation effect. In contrast, a significant correlation between the number of breeding pairs and breeding success in the previous season was found in four of the ten colonies in the Fildes Region. Accordingly, the number of breeding pairs decreased after a season with low breeding success. It should be emphasised that all these colonies are located in areas with a medium or high level of human disturbance. For a more detailed comparison of the individual colonies, they were grouped according to their level of human disturbance and the breeding success values after station construction in the late 1980s were added. This shows that the mean breeding success was highest in the colonies where the level of human disturbance was estimated to be the lowest. The lowest breeding success was found in colonies that were, and in some cases still are, exposed to a high level of anthropogenic influences. The present results indicate that, with regard to the population development of the southern giant petrel in the Fildes Region, possible influences of large-scale environmental factors are probably overlaid by local environmental conditions and negative anthropogenic influences. The population trends presented here are consistent with published data on a stable or increasing global population of this species. According to the latest population estimates for the South Shetland Islands, the Fildes Region is the second largest breeding site in the area.

Long-term monitoring of the cape petrel on the Fildes Peninsula and Ardley Island has so far collected data from 26 years. The total number of breeding pairs showed a certain degree of fluctuation between the 1984/85 and 2005/06 seasons. It varied from 203 bp in the 2003/04 season to 338 bp in the 1985/86 season, but starting in the 2007/08 season the population declined dramatically and reached its minimum in the 2019/20 season with only one breeding pair. During this period, the average annual decline was about 10.6%. Human disturbance seems to play a very minor role in this population decline, as the number of breeding pairs declined uniformly in all breeding clusters, and a relevant human impact is only recorded in some breeding areas of the cape petrel. Predation by skuas does not seem to explain the drastic population decline of the cape petrel, as the population of brown skuas in the area has been relatively stable over the past decades. Natural environmental conditions such as reduced food availability, unfavourable climatic conditions and/or consistently high predation pressure are thought to be the reasons for the sharp population decline. The extent to which the decline in the cape petrel population recorded in the Fildes Region can also be observed in other breeding areas cannot be clearly clarified due to a lack of comparable studies. The little existing information on population trends of the cape petrel is inconsistent and mostly not based on recent data.

For the 2018/2019 and 2019/20 seasons, based on repeated observations of sooty albatrosses and snowy sheathbills across the breeding season, it was assumed that at least two pairs and one to two pairs respectively would breed again. However, young birds could not be reliably detected due to the inaccessibility of the breeding site.

After the overall population of skuas in the Fildes Region increased again following considerable declines in previous years, fewer breeding pairs were again recorded during the study period than in previous years. This decline mainly affected the number of breeding south polar skuas. Thus, with 49 and 66 bp, respectively, significantly lower breeding pair numbers were recorded in the 2018/19 and 2019/20 seasons compared to the long-term mean. Breeding pair numbers of mixed and hybrid pairs were also significantly lower than in previous years, at 14 and 3 bp

respectively. In contrast, the fluctuations for the brown skua were significantly lower with 53 and 37 bp, respectively. In a long-term comparison, there is no clear population trend for the brown skua and the southern polar skua as well as their hybrid and mixed pairs, i.e. the populations proved to be stable in the long term despite considerable annual fluctuations in some cases. A negative correlation between the total number of breeding pairs of skuas and the mean snow depth in November and December was found. In terms of breeding success, skuas of the different pair types differed greatly from each other in the 2018/19 and 2019/20 seasons. Even though the breeding success of brown skuas decreased significantly compared to previous years, southern polar skuas did not successfully rear any young in the 2018/19 season. Thus, fledglings of this species could only be observed in seven out of thirteen seasons. Neither mixed and hybrid pairs nor pairs of indeterminate type were able to successfully raise young in either of the two seasons studied. The differences shown with regard to the number of breeding pairs and breeding success indicate that both species react differently to prevailing environmental conditions. The previously described positive population trend of the south polar skua in the Fildes Region since the 1980s, which was also recorded in other areas of Antarctica, can no longer be recognised due to the repeatedly low breeding pair numbers. The current severe population declines and repeated breeding failures of south polar skua in the Fildes Region have also been observed in other breeding areas. The reason for this is thought to be the greater dependence of this species on marine food compared to the brown skua.

In the 2018/19 and 2019/20 seasons, a total of 136 bp and 88 breeding pairs of kelp gull were recorded, respectively. In a long-term comparison, the population of this species showed a decreasing trend with significant annual fluctuations. This is mainly due to the higher breeding pair numbers in the 1980s and 1990s. Between the 2000/01 and 2019/20 seasons, however, the population remained stable. The number of breeding pairs of kelp gull in the study area showed a significant negative correlation with the 'Oceanic Niño Index', averaged for the months of September, October and November. Accordingly, significantly lower numbers of breeding pairs were recorded in years with moderate to very strong ONI, while relatively many gulls bred in the area in La Niña years. Contrary to the results shown here, the few published studies on kelp gull population trends in the South Shetland Islands mostly indicate a stable or increasing population.

In the 2019/20 season, a total of 121 breeding pairs of Antarctic tern were documented (incomplete coverage in 2018/19). In a long-term comparison since the beginning of the survey in the 1984/85 season, a decreasing trend is evident despite considerable population fluctuations. The long-term average breeding pair density amounts to 13.4 bp/km² and is thus comparatively low. The proportion of single breeders not recorded in colonies is unusually high compared to other breeding areas. As only few published long-term data on the population of the Antarctic tern are available from other areas, with both growing, stable and declining populations documented, no clear statements can be made about the supra-regional population development of this species.

The existing dataset on the distribution of the Wilson's storm petrel and black-bellied storm petrel in the Fildes Region could be supplemented slightly during the study period. After no breeding record for the blue-eyed shags in the Fildes Region since the 1980s, both a nest and a breeding pair were observed on the nest during the 2019/20 season. Shortly afterwards, this nest was found abandoned. As blue-eyed shags were also present at this site in the 2018/19 and 2020/21 seasons, further breeding attempts are expected.

As part of the long-term monitoring, a large number of migrant and vagrant birds were again observed in the 2018/19 and 2019/20 seasons. These included mainly emperor penguins,

golden-crested penguins and Arctic terns. In addition, numerous dead finds or parts thereof were documented, especially of cattle egret, snow petrel, southern fulmar and diving petrels.

Based on the monthly census of seals on the coast of the Fildes Peninsula and Ardley Island, a data set on the population of seals during the austral summer is now available for 28 years. There are no new findings regarding the spatial distribution of elephant seals, Weddell seals and fur seals on the Fildes Peninsula and Ardley Island during the summer months. Elephant seals and fur seals are mainly found on the west coast of the Fildes Peninsula, while Weddell seals are relatively evenly distributed along all parts of the coast. However, the respective monthly maxima of the seal numbers differ depending on the species. Thus, significantly more southern elephant seals were recorded during the study period than in previous years. Thus, the total number of this species recorded annually has increased since the 2000/01 season, which means that the population is now showing a positive trend after a stabilisation phase. This is in line with various published data, whereby massive exploitation of marine resources could pose a potential risk to the population of this species. The number of elephant seals present at mooring groups of more than ten individuals showed clear seasonal and annual fluctuations, but no significant spatial changes compared to previous years. These results underline the high site fidelity of elephant seals at their haul-out and moulting sites.

The Weddell seal population in the 2018/19 season was well below the long-term mean since 2000/01, with 29 individuals recorded in January 2019, the lowest number of Weddell seals in the month of January since systematic counts began. In contrast, the number of Weddell seals was in the middle range in all three summer months of the 2019/20 season. After significantly more Weddell seals were observed in the area in the 1980s, the population remained largely stable between 2000/01 and 2019/20, despite some fluctuations. Although the global population of the Weddell seal is not currently classified as threatened or endangered, exploitation of marine resources and a decline in sea ice due to climate change pose a potential risk to the overall population and distribution of the Weddell seal.

Following a period of intense seal hunting in the past, Antarctic fur seal numbers re-established themselves in the area in the 1970s and 1980s, and since the 2000/01 season, the population of this species has recorded a stable population while experiencing strong annual fluctuations. In January 2020, the second lowest number of fur seals was recorded for this month since the beginning of systematic counts. In addition, a new reproduction site on the west coast of the Fildes Peninsula was added to the already known reproduction sites of the Antarctic fur seal in the 2019/20 season. The recorded increase in the sea bear population in the Fildes Region is consistent with the strong increase in the global population. However, a decreasing population trend is now assumed, as significant declines have now been recorded in some areas. This is thought to be due to the impact of current climate changes on food availability.

Monitoring of breeding birds in the ice-free areas of Maxwell Bay

In the course of the breeding bird monitoring in selected ice-free areas of Maxwell Bay, the bird populations there were recorded. In addition, the existing data sets were supplemented by other available information, e.g. provided by cooperation partners or taken from published studies. The gentoo penguin population has grown strongly in the neighbouring colonies on Ardley Island and Potter Peninsula over the past decades. In contrast, the stable population of the reined penguin in a long-term comparison is striking, while this species recorded strong declines on both Ardley Island and Potter Peninsula. The breeding success of the gentoo and chinstrap penguin on Barton Peninsula in the seasons 2006/07 to 2020/21 did not differ from the values determined for Ardley Island in this period. For the other breeding bird species on Barton Peninsula, information is only available from the 2018/19 season for the area of ASPA No. 171

Narebski Point, according to which, in addition to 15 bp of the southern giant petrel, a few pairs of the brown skua, south polar skua, Antarctic tern, Wilson's storm petrel and snowy sheathbill also bred here. In the area of Green Point Peninsula, breeding pairs of south polar skua and kelp gull were again recorded. The population trend of gentoo penguin in the colony at Stranger Point on Potter Peninsula showed an even stronger increase between the 2000/10 and 2018/19 seasons than on Ardley Island, with the colony being smaller overall. Also consistent with the trend on Ardley Island is the sharp decline in breeding pair numbers of chinstrap penguin on Potter Peninsula in recent decades. The mean breeding success of gentoo penguin on Potter Peninsula is below the value determined for Ardley Island. Based on a chick count, the gentoo penguin population on Duthoit Point, Nelson Island was estimated at 2,860 bp in the 2018/19 season. In addition, numerous breeding pairs of southern giant petrel, brown skua, kelp gull and snowy sheathbill were recorded. With at least 81 bp, a large number of blue-eyed shags were again recorded, which seems to continue the stabilisation of the population of this species at Duthoit Point. On Stansbury Peninsula, located to the north of Nelson Island, a southern giant petrel population of 56 bp was recorded during the 2018/19 season. Over the long term, southern giant petrel breeding pair numbers in this area increased in line with the Fildes Region, with the population of this species remaining stable over the past decade. In the 2018/19 and 2019/20 seasons, it was possible to revisit the area at Cabo Cariz, Nelson Island, and record the breeding bird population there. Based on a chick count, the population of the chinstrap penguin was estimated at 424 and 331 breeding pairs, respectively. The population of the southern giant petrel at Cabo Cariz seems to have been stable in recent years. In contrast, the number of breeding kelp gulls seems to have declined significantly since the 1980s. In addition, another area at Ruin Point was surveyed for the first time and the breeding bird population there, consisting of a few kelp gulls, south polar skuas and Antarctic terns, was recorded.

Climatic changes in the study area

The evaluation of the weather data recorded between 1969 and 2020 at the Bellingshausen station underlines the climatic changes on the Western Antarctic Peninsula that have been described many times. A general rise in temperature from the second half of the 20th century onwards can also be observed here, albeit to a lesser extent than further south. The temperature increase was strongest in autumn and winter. In contrast, the annual precipitation amounts did not show any significant trend. Particularly relevant for the various processes in the region, such as glacier development or the spread of plants, is the number of days on which the temperature mean exceeds the freezing point (above-zero days). These showed no changes in a long-term comparison with clear annual fluctuations. Likewise, the number of days with snow cover and the mean snow depth remained stable in the months of November, December, January, February and March.

Expansion of the Antarctic hairgrass on the Fildes Peninsula and Ardley Island

During the study period, the mapping of all stocks of Antarctic hairgrass was completed. Smaller stocks with an absolute cover of up to 1 m² accounted for the majority of the recorded sites (95%). Larger stocks were recorded far less frequently. The Antarctic hairgrass occurs mainly in slightly sloping W, NW, N to NE exposed sites, i.e. sites exposed to higher solar radiation. Most of the grasses were associated with lichens and/or mosses. Furthermore, a considerable proportion of sites (21%) showed nutrient input from seabirds and seals. In addition, current and/or previous year's inflorescences were detected at the majority of the grass sites. The first documented presence of Antarctic hairgrass in the Fildes Region was in 1966, followed by further detections in subsequent years. Two area-wide mappings of the grass species in the seasons 1984/85 and 2000/01 provided information on the respective occurrences of Antarctic hairgrass, which already showed an increase in the populations of this species. Based on the

mapping carried out within the framework of this study, a considerable spread of the Antarctic hairgrass in the study area could be demonstrated. While 14 sites with a cover of 9.6 m² were recorded in the 1984/85 season, 161 sites with a cover of 143.4 m² were documented in the 2000/01 season. In the course of the most recent mapping in the 2016/17 to 2019/20 seasons, the number of grass sites increased to 2,540, covering a total area of 8,625.8 m². The above values refer to the study area excluding the Nebles Point peninsula in the far north-east of the Fildes Peninsula, which is covered by dense grasslands, due to possible significant estimation errors. Based on the distribution maps available, it is clear that in addition to an expansion of existing populations, there has also been a spread into previously unoccupied areas. In addition, the number of grass stands with greater cover increased significantly. Consequently, Antarctic hairgrass is apparently able to spread comparatively quickly in an area after successful establishment if conditions are favourable. The spread of the Antarctic hairgrass presented in this paper is consistent with a large number of studies that attribute the proven spread of vascular plants in Antarctica to current temperature changes.

Occurrence of the Antarctic pearlwort in the Fildes Region

Although numerous occurrences of Antarctic pearlwort are known in the South Shetland Island area and also on King George Island, unfavourable local environmental conditions in the Fildes Region, such as the prevailing strong westerly winds, seem to make it difficult for Antarctic pearlwort to establish itself permanently and thus prevent the successful spread of this species so far. After several findings of individual populations of this species, each of which died shortly afterwards, in the 2000/01 and 2008/09 seasons, a previously unknown vital population of this species was last recorded in the north-east of the Fildes Peninsula in the 2017/18 season. In addition, another smaller population of this species was documented in January 2020 in the glacier forefield in the far northwest of the Fildes Peninsula.

Documentation of zones of glacial retreat in selected areas of Maxwell Bay in relation to regional climate development

During the study period, the documentation of glacier retreat areas of selected areas of Maxwell Bay was continued with the help of further available satellite images. In accordance with numerous other studies on the mass loss of the King George Island ice cap, a partly considerable retreat of the glacier fronts in the area of the ice-free areas of Fildes Peninsula, Weaver and Barton Peninsula as well as Stansbury Peninsula and Cabo Cariz in the north of Nelson Island as well as Duthoit Point, Nelson Island was documented by means of delineation. In addition, the colonisation of the new ice-free areas of the Fildes Peninsula created by the current glacier retreat by native plants and seabirds is presented. Thus, numerous newly emerged populations of Antarctic hairgrass as well as new breeding sites of kelp gulls, brown skuas, south polar skuas, Antarctic terns and Wilson's storm petrels were documented.

Distribution of marine debris on selected stretches of the coasts of the Fildes Region

Due to the widespread global use of plastics of all kinds, their flexibility and durability, there is now ample evidence of the occurrence of plastics - including microplastics (< 5 mm) - in such remote areas of the world as Antarctica. Here it becomes clear that, although the Antarctic Convergence represents a circumpolar biogeographical barrier, it does not necessarily prevent the north-south spread of objects floating in the sea, contrary to long-held beliefs. In addition, there are direct sources such as rubbish from the stations or from ships in the region. Due to the exposure of the west coast of the Fildes Peninsula to the Drake Passage and thus to a section of the Southern Ocean that connects the South Atlantic and the South Pacific, a large amount of diverse beach debris washes up on this coast. In contrast, the majority of objects found on the east coast, which borders Maxwell Bay, can be attributed to the adjacent stations or, in rare

cases, to ships or yachts. During the 2018/19 and 2019/20 seasons, a quantitative survey of marine debris was conducted on a 440 m selected stretch of coastline. Thus, a total of 157 and 302 finds were recorded in the 2018/19 and 2019/20 seasons, respectively. The annual accumulation rate between 2019 and 2020 was 0.69 objects/m. In both years, plastic accounted for the majority of finds at approximately 94.3% and 96.4% respectively. These included a large quantity of buoys, ropes, ropes, lines, nets and packaging materials, which can undoubtedly be attributed to fishing activities. In addition, a large number of plastic bottles, their remains and closures were found among the marine debris washed ashore. Polystyrene and cold foam pieces also made up a high proportion. In addition, objects made of wood or cork, paper, metal and glass were found. Remarkable was the finding of plastic polymer granulate in the 2019/20 season, which is used worldwide in the plastics industry for further processing. Packages of plastic polymer granules had been documented several times on the west coast of the Fildes Peninsula in previous years. The results of the systematic marine debris monitoring show a comparatively high presence of washed-up marine debris in the Fildes Region for Antarctica.

Influence of anthropogenic material on seabirds in the Fildes Region

The impact of anthropogenic material on animals in terrestrial, aquatic and marine environments has been widely documented and its various negative effects described. To investigate the impact of anthropogenic material on seabirds and seals in the Fildes Region, collected freshly dead animals or, in individual cases, intact mummies, faecal samples of various bird species and skua pellets with indigestible remains of storm petrels were examined for anthropogenic material. In addition, existing animal and sample material from the Fildes Region was used and data from previous projects were included. The investigations carried out on samples of the stomach contents as well as of revealed that storm petrels and petrels had a large number of plastic particles. For example, 84% of the storm petrel chicks and 36% of the skua pellets with indigestible remains from storm petrels and petrels contained plastic particles. Among them were also numerous findings of plastic polymer granules. The number as well as the weight of plastic particles in the stomach contents of the chicks of the Wilson's storm petrel increased with the age of the chicks. This undoubtedly indicates that during the breeding season there is a repeated ingestion of plastic particles in the feeding area, which are passed on to the chicks via food transfer by the parents. Thus, there is a transgenerational transfer of plastic particles from the parents to the chicks through feed transfer. In spit and faeces samples from skuas, anthropogenic material was registered in 1 % and 6 % of the samples, respectively. In contrast, no anthropogenic material was detected in any of the samples of stomach contents of brown skua, southern polar skua, gentoo penguin, Antarctic tern and giant petrel, with only one to a few individuals analysed in each case. Analysis of gentoo penguin faecal samples revealed an abundance of microplastic particles in 4% of the samples. FTIR measurements revealed that these were polypropylene. Other findings of anthropogenic material, such as nesting material, underline the impact of anthropogenic material on seabirds in the Fildes Region.

Introduced non-native species

The impact of anthropogenic material on animals in terrestrial, aquatic and marine environments has been widely documented and its various negative effects described. For the investigation of the impact of anthropogenic material on seabirds and seals in the Fildes Region, collected freshly dead animals or in individual cases intact mummies, faecal samples of various bird species as well as skua pellets with indigestible remains of storm petrels were examined for anthropogenic material. In addition, existing animal and sample material from the Fildes Region was used and data from previous projects were included. The investigations carried out on samples of the stomach contents and of revealed that storm petrels and petrels had a large number of plastic particles. For example, 84% of the storm petrel chicks and 36% of the skua

pellets with indigestible remains from storm petrels and petrels contained plastic particles. Among them were also numerous findings of plastic polymer granules. The number as well as the weight of plastic particles in the stomach contents of the chicks of the Wilson's storm petrel increased with the age of the chicks. This undoubtedly indicates that during the breeding season there is a repeated ingestion of plastic particles in the feeding area, which are passed on to the chicks via food transfer by the parents. Thus, there is a transgenerational transfer of plastic particles from the parents to the chicks through feed transfer. In spit and faeces samples from skuas, anthropogenic material was registered in 1% and 6% of the samples, respectively. In contrast, no anthropogenic material was detected in any of the samples of stomach contents of brown skua, southern polar skua, gentoo penguin, Antarctic tern and giant petrel, with only a few individuals examined in each case. Analysis of gentoo penguin faecal samples revealed an abundance of microplastic particles in 4% of the samples. FTIR measurements revealed that these were polypropylene. Other findings of anthropogenic material, such as nesting material, underline the impact of anthropogenic material on seabirds in the Fildes Region.

Introduced non-native species

The introduction of non-native species is considered one of the most severe global threats to biodiversity. In particular, invasive species, which are those species that spread in natural communities and displace native species, can irreversibly damage the structure and function of ecosystems. Despite the relatively isolated geographic location of Antarctica, the increasing human presence with its diverse activities, as well as current climate warming, pose a high risk of introduction and establishment of non-native species. Especially in an area as heavily frequented as the Fildes Region, the risk of introduction of non-native organisms is particularly high. When checking known previous locations of introduced and removed grasses during the study period, no signs of recolonisation were found. Regular observations of the introduced non-native mosquito species *Trichocera maculipennis* have been available for the Fildes Peninsula since the 2006/07 season. The progress of a meanwhile initiated multinational monitoring of this introduced mosquito species was described and all own findings and observations were presented. It becomes clear that this species has already been detected in all stations of the Fildes Peninsula as well as in several other stations of King George Island. The occurrence of this saprophagous winter mosquito species in large numbers in the vicinity of the stations should be emphasised. In view of the further increase in air and shipping traffic at a high level in the Fildes Region, the risk for an introduction of non-native species through human activities is also assessed as high in the future. In addition to tourism, the National Antarctic Programmes as operators of the stations, aircraft and numerous ships play a major role here. In addition, according to our long-term observations, effective measures to prevent the introduction of non-native species are mostly lacking or insufficiently implemented.

Open questions and further development of the monitoring program

For the assessment of environmental changes for ecosystems, long-term monitoring programmes are of utmost importance. Especially in areas with clearly detectable changes during the past decades, such as the Western Antarctic Peninsula, long-term studies on population and distribution data of fauna and flora can provide valuable insights into the effects of regional environmental influences on the ecosystem and also help to assess future developments. The majority of seabird and seal population surveys are based on a small number of censuses and can therefore only provide a very limited picture of actual developments due to frequent natural population fluctuations. The long-term data series from the Fildes Region and from selected ice-free areas of Maxwell Bay presented in this study are of great value, as systematic long-term surveys are only carried out at very few sites in Antarctica. Furthermore, due to the location of the study area in a strongly anthropogenically influenced area, the results

of the present long-term monitoring can depict both effects of climate-induced changes and other human influences. These can be reflected in population numbers of indicator species such as the southern giant petrel, the Adélie and the gentoo penguin.

1 Einleitung

Die Antarktis, definiert als Gebiet südlich des 60. Breitengrades, besitzt aufgrund ihrer verhältnismäßigen Unberührtheit sowie ihren einzigartigen biologischen, geologischen und hydrologischen Eigenschaften eine große globale Bedeutung. Der im Jahre 1959 verabschiedete Antarktisvertrag bildet das Fundament zum Schutz der Antarktis auf Basis einer friedlichen Nutzung und betont ihren Wert für die Wissenschaft. Die Antarktis sowie das umgebende Südpolarmeer unterliegen einem zunehmenden Druck durch kumulative Auswirkungen von Klimaveränderungen, Verschmutzung, Fischerei, Tourismus sowie einer Vielzahl weiterer menschlicher Aktivitäten. Diese Veränderungen bergen ein hohes Risiko sowohl für die lokalen polaren Ökosysteme als auch für die Regulation des globalen Klimas sowie für einen Meeresspiegelanstieg (z. B. Chown & Brooks, 2019; Siegert et al., 2020; Cavanagh et al., 2021). Als Reaktion auf die zunehmenden Auswirkungen menschlicher Aktivitäten in der Antarktis gibt das im Jahr 1998 in Kraft getretene Umweltschutzprotokoll zum Antarktis-Vertrag (USP) der Antarktisvertragsstaaten gemeinsame verbindliche Minimumstandards für ein Umweltmanagement vor.

Langfristige Monitoringprogramme sind auch in der Antarktis von großer Bedeutung für die Beurteilung des Zustands von Ökosystemen sowie für Prognosen für künftige Entwicklungen (Lewis-Smith, 1990; ATS, 2005b; COMNAP, 2005, 2006; Hughes, 2010; Xavier et al., 2016; Brooks et al., 2019). Ihre Umsetzung wird auf internationaler Ebene, z. B. im Rahmen der Antarktis-Vertragsstaatenkonferenz (Antarctic Treaty Consultative Meeting - ATCM) sowie durch den Wissenschaftlichen Ausschuss für Antarktisforschung (Scientific Committee on Antarctic Research – SCAR) wiederkehrend gefordert. Die aktuelle Ozean-Dekade der Vereinten Nationen (UN Decade of Ocean Science for Sustainable Development 2021 – 2030) spricht sich ebenfalls für die Notwendigkeit für internationale Kooperation in der Forschung aus mit dem Ziel, den Zyklus des Rückgangs der Meeresgesundheit umzukehren (Quelle: <https://www.oceandecade.org/>). Innerhalb dieser Initiative wurde die 'Southern Ocean Task Force' ins Leben gerufen, um einen Aktionsplan für das Südpolarmeer zu erarbeiten (Quelle: <https://www.scar.org/general-scar-news/so-survey/>).

Die Antarktische Halbinsel gehört zu den derzeit von der in den vergangenen Jahrzehnten beobachteten Temperaturerhöhung am stärksten betroffenen Gebieten (Kejna, 2003; Meredith & King, 2005; Ducklow et al., 2007; Steig et al., 2009; Znój et al., 2017; González & Fortuny, 2018; Siegert et al., 2019). Vielfach wurden die verschiedenen Auswirkungen der Klimaveränderungen auf die lokale Fauna und Flora untersucht und nachgewiesen (z. B. Walther et al., 2002; Meredith & King, 2005; Convey & Smith, 2006; Clarke et al., 2007; Bokhorst et al., 2008; Forcada & Trathan, 2009; Korczak-Abshire, 2010; Convey, 2011; Trivelpiece et al., 2011; Flores et al., 2012; Constable et al., 2014; Pinkerton et al., 2021). Hierbei gelten insbesondere Seevögel als wertvolle Indikatoren für den Zustand von marinen und küstennahen Ökosystemen (van Franeker, 1992; Reid & Croxall, 2001; Weimerskirch et al., 2003; Piatt et al., 2007; Krüger, 2019b; Velarde et al., 2019). So können die Auswirkungen der aktuellen Klimaveränderungen, wie z. B. eine erhöhte Wassertemperatur und veränderte Meereisbedeckung, sowie verstärkte Fischereiaktivitäten die Nahrungsverfügbarkeit für Seevögel negativ beeinflussen (Bertrand et al., 2012; Trathan et al., 2015; Hinke et al., 2017a). Zudem spiegeln Seevögel auf lokaler Ebene oftmals die zunehmenden anthropogenen Einflüsse wider (Micol & Jouventin, 2001; Pfeiffer & Peter, 2004; Tin et al., 2009; Chwedorzewska & Korczak, 2010).

Das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Studie umfasst die Fildes-Region im Südwesten King George Islands, Maritime Antarktis. Bei diesem Gebiet handelt es sich um ein Areal mit vergleichsweise hoher Biodiversität, das von den Auswirkungen der aktuellen

Klimaveränderungen stark betroffen ist. Zudem verzeichnen weite Bereiche dieses Gebiets aufgrund der Präsenz mehrerer Antarktisstationen verschiedener Nationen ein hohes Niveau an menschlichen Aktivitäten, darunter vielfältige wissenschaftliche Tätigkeiten, ein intensiver Luft-, See- und Landverkehr, Tourismus in Form geführter Touren und Bootsfahrten, Besuche von Delegationen und Filmteams, Bildungsprogramme und Freizeitausflüge von Stationsmitgliedern (Peter et al., 2008; Braun et al., 2012; Peter et al., 2013). Dabei hat sich die Intensität des Luft- und Seeverkehrs in den vergangenen Jahren stark erhöht (Braun et al., 2020a). Negative Auswirkungen der starken Konzentration menschlicher Aktivitäten in der Fildes-Region umfassen unter anderem Störungen von Seevögeln und Robben, Habitatzerstörung sowie eine beträchtliche Kontamination von Boden, Wasser und Luft (Braun et al., 2012). Im Rahmen einer systematischen Untersuchung der lokalen Umweltsituation erfolgte – basierend auf unveröffentlichten Daten aus den 1980er Jahren – eine GPS- und GIS-basierte Erfassung aller Brutvogelbestände sowie von Reproduktions- und Ruheorten von Robben. Zusätzlich wurden sämtliche relevante menschliche Aktivitäten sowie deren Umweltauswirkungen dokumentiert. Eine daraus resultierende Gefährdungsanalyse legte den Bedarf für ein effizientes Management aller in der Fildes-Region durchgeführten menschlichen Aktivitäten nachdrücklich dar (Peter et al., 2008). So wurde gezeigt, dass sich in Anbetracht der Komplexität menschlicher Aktivitäten die bisherigen in der Fildes-Region getroffenen Managementmaßnahmen aus Sicht des Umweltschutzes als weitgehend unzureichend darstellten (Braun et al., 2017b). Deshalb wurde eine Ausweisung als Besonderes Antarktisches Verwaltungsgebiet (Antarctic Specially Managed Area – ASMA; Peter et al., 2008) empfohlen und auf internationaler Ebene ein Diskussionsprozess zur Einführung effizienter Managementmaßnahmen zur Reduktion negativer Umweltauswirkungen initiiert. Für eine Aktualisierung der Datengrundlage wurde ein weiteres Forschungsprojekt durchgeführt und aktuelle Entwicklungen im Gebiet dokumentiert (Peter et al., 2013). Da keine Übereinstimmung zwischen den beteiligten Interessenvertretern erzielt werden konnte, gilt der internationale Diskussionsprozess zur Lösung der Umweltprobleme seit längerem als ruhend.

Zwei weitere Forschungsprojekte dienten der Fortsetzung des Langzeitmonitorings von Seevögeln und Robben in der Fildes-Region sowie der Untersuchung weiterer Aspekte, wie z. B. der Einschleppung nicht-heimischer Arten, der Dokumentation von Gletscherrückzugsgebieten sowie der Ausbreitung von Pflanzen (Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Zudem wurde das Seevogelmonitoring auf verschiedene eisfreie Bereiche der angrenzenden Maxwell Bay ausgedehnt.

Die vorliegende Arbeit basiert im Wesentlichen auf einer Fortsetzung des Monitorings und ist aufgrund mangelnder Langzeiterfassungen in der der Antarktis von hohem Wert. Daneben konnten bestehende Datensätze zu Brutvögeln in ausgewählten Bereichen der Maxwell Bay ergänzt werden sowie die Kartierung der Ausbreitung der Antarktischen Schmelze vervollständigt werden. Diese Arbeiten stellen einen wertvollen Beitrag zur Einschätzung ökologischer Prozesse infolge der aktuellen klimatischen Veränderungen und des zunehmenden anthropogenen Einflusses in der Antarktis dar.

Entgegen der Vorhabensplanung konnte aufgrund der gravierenden logistischen Beschränkungen durch die Corona-Pandemie die Durchführung der Feldsaison 2020/21 nicht realisiert werden. Somit werden nachfolgend die Ergebnisse der vorliegenden Studie aus den Saisons 2018/19 und 2019/20 präsentiert. Ergänzend wurden einige Zählraten integriert, die freundlicherweise von A. L. Machado (Universidad de la República, Uruguay) im Rahmen einer langjährigen Kooperation zur Verfügung gestellt wurden.

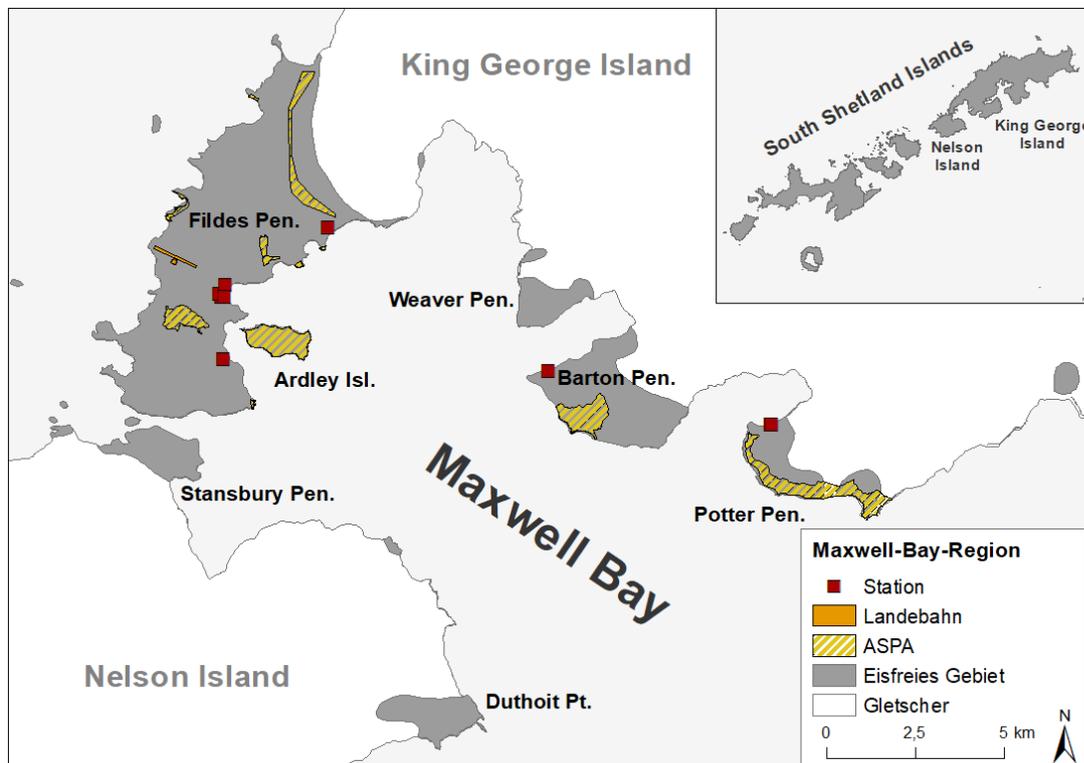
In Anhang I sind sämtliche im Rahmen des vorliegenden Projekts erstellte Publikationen, Vorträge sowie Posterbeiträge aufgeführt.

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet Fildes-Region befindet sich im äußersten Südwesten King George Islands, einer zu 92 % von Eis bedeckten Insel, die als Teil der South Shetland Islands nordwestlich der Antarktischen Halbinsel liegt (Abbildung 1). Neben der Fildes Peninsula, einem ca. 29 km² großen eisfreien Areal (62°08' bis 62°14' S, 59°02' bis 58°51' W) bilden die östlich vorgelagerte Insel Ardley Island sowie alle größeren benachbarten Inseln in maximal 0,5 km Entfernung bilden das Untersuchungsgebiet Fildes-Region (Abbildung 2). Dieses Gebiet grenzt im Westen an die Drake Passage und im Osten an die Maxwell Bay, einem Ausläufer der Bransfield Strait. Im Süden wird das Gebiet durch die ca. 400 m breite Fildes Strait sowie von Nelson Island begrenzt, während sich im Norden sich der Gletscherausläufer Bellingshausendom bzw. Collins-Gletscher anschließt.

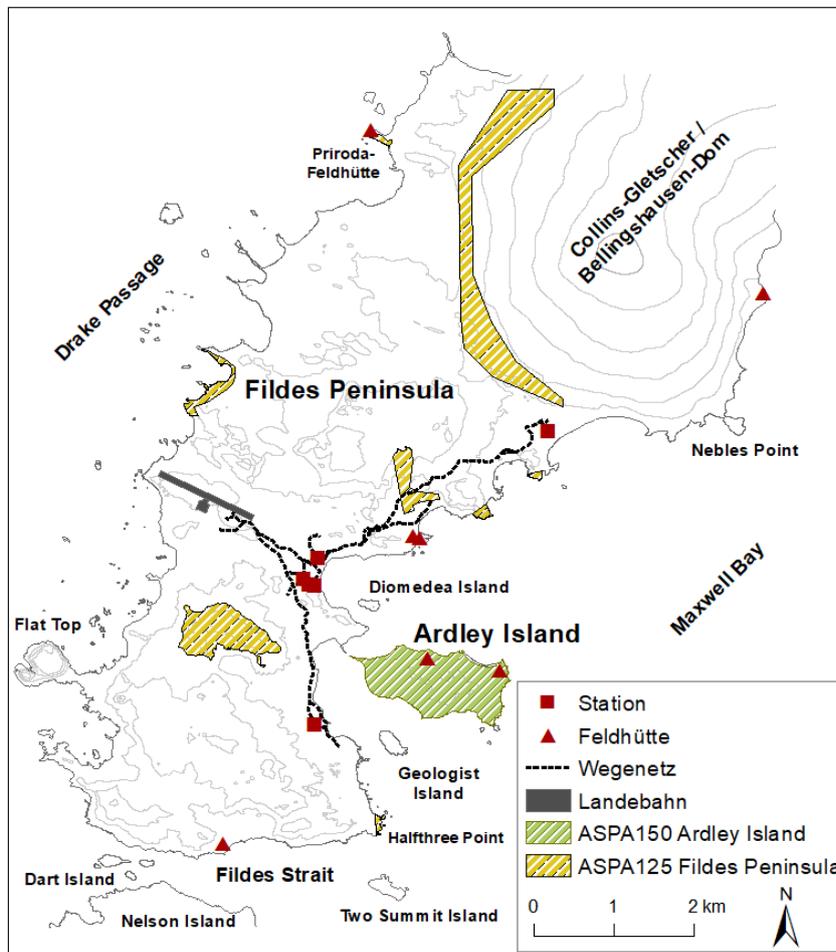
In der Fildes-Region finden sich zwei ausgewiesene Besondere Antarktische Schutzgebiete (Antarctic Specially Protected Area – ASPA), basierend auf reichen Fossilienvorkommen (ASPANr. 125 Fildes Peninsula, bestehend aus acht Teilgebieten, Abbildung 2; ATS, 2009a) bzw. auf einer für antarktische Verhältnisse außerordentlich großen Biodiversität von Flora und Fauna (ASPANr. 150 Ardley Island, Abbildung 2; ATS, 2009b). Bei Ardley Island handelt es sich um eine ca. 1,2 km² große vorgelagerte Insel, die über einen bei Ebbe zugänglichen Isthmus mit der Fildes Peninsula verbunden ist. Das ausgewiesene Schutzgebiet umfasst die gesamte Insel, mit Ausnahme eines schmalen Küstenstreifens im Nordosten, der als Besucherzone dient (Chile & Argentina, 2011).

Abbildung 1: Übersichtskarte der Maxwell Bay mit Darstellung der Besonderen Antarktischen Schutzgebiete (ASPAs); Darstellung der South Shetland Islands ohne die Inseln Clarence, Elephant und Gibbs



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Abbildung 2: Übersicht über das Untersuchungsgebiet Fildes-Region mit Darstellung der Besonderen Antarktischen Schutzgebiete (ASPAs)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Mit einer Fläche von ca. 35 km² gehört die Fildes-Region zu den größten eisfreien Arealen an der Antarktischen Halbinsel. Die Fildes-Region ist Brutgebiet von insgesamt 14 Brutvogelarten und Reproduktionsgebiet fünf der sechs in der Antarktis lebenden Robbenarten und ist damit für die einheimische Fauna von großer Bedeutung.

Ferner beherbergt die Fildes-Region sechs Antarktisstationen der Länder Chile, Russland, Uruguay und China, sieben Feldhütten sowie eine Landepiste. Dadurch bedingt sowie durch die Nähe zu Südamerika besitzt dieses Gebiet eine logistische Schlüsselposition für Aktivitäten im Bereich der Antarktischen Halbinsel. Die hohe Konzentration an menschlichen Aktivitäten in Logistik, Wissenschaft, Tourismus, NGO- und Bildungsprogrammen in der Fildes-Region führt regelmäßig zu räumlichen und zeitlichen Überschneidungen. Diese resultieren häufig in Interessenkonflikten zwischen den Nutzergruppen sowie zu Widersprüchen mit den gesetzlich vereinbarten Anforderungen des Umweltschutzes, z. B. des Umweltschutzprotokolls (USP; Peter et al., 2008; Peter et al., 2013).

Neben der Fildes-Region sind weitere ausgewählte, eisfreie Bereiche der Maxwell Bay Gegenstand der vorliegenden Studie (Abbildung 1). Hier finden sich mit ASPA Nr. 132 und Nr. 171 zwei weitere Schutzgebiete mit reichen Seevogelvorkommen (ATS, 2009b, a, 2013, 2014).

3 Methodik

Das in den Saisons 2018/19 und 2019/20 in der Fildes-Region durchgeführte Seevogel- und Robbenmonitoring wurde gemäß der seit der Saison 2003/04 etablierten GPS/GIS-basierten Methodik durchgeführt (Peter et al., 2008). Diese orientiert sich an den Erfassungen in den 1980er Jahren. Dabei erfolgte jeweils im Dezember die Erfassung sämtlicher Brutplätze oder Kolonien aller Brutvogelarten – mit Ausnahme des Rußalbatros – per GPS-Gerät (Garmin 62, Trimble Juno SB). Um bereits erfolgte Brutverluste einzubeziehen, wurde für die Mehrzahl der untersuchten Brutvogelarten die Brutpaarzahl (BP) bestimmt als Zahl der aktiven Nester je Saison („apparently occupied nest“, Creuwels et al., 2005). Aufgrund der hohen Störanfälligkeit von Dominikanermöwen und Antarktisseeschwalben wurde auf die Suche der Nester verzichtet und stattdessen die minimale Brutpaarzahl aus der Zahl der attackierenden Altvögel abgeleitet (Peter et al., 2008). Um spätere Bruten von Skuas und Antarktisseeschwalben, die sich über den gesamten Sommer erstrecken können, zu erfassen, wurde das gesamte Untersuchungsgebiet auch während der Monate Januar und Februar regelmäßig kontrolliert (Peter et al., 2008). Der für einige Vogelarten ermittelte Bruterfolg, wurde, wurde als Anzahl flugbereiter bzw. flügger Jungen pro Brutpaar bestimmt. Die Zählungen der Jungvögel erfolgte jeweils kurz vor Verlassen des Brutplatzes bzw. der Kolonie (Januar: Adéliepinguin, Februar: Zügel- und Eselspinguin, Skuas, Südlicher Riesensturmvogel). Die Brutvogelerfassung wurde ergänzt durch die Dokumentation sämtlicher bekannter Sichtungen und Totfunde von Irrgästen und Durchzüglern im Untersuchungsgebiet.

Im Rahmen des fortgesetzten standardisierten Robbenmonitorings wurde während des Südsommers jeweils in der Monatsmitte die gesamte Küstenlinie der Fildes Peninsula und Ardley Islands kontrolliert (Einteilung der Buchten nach Peter et al., 2008, S. 45). Dabei wurde die Zahl aller Robben der verschiedenen Arten an Land buchtengenau erfasst. Zusätzlich wurden alle Liegegruppen von Seeelefanten, die mindestens zehn Individuen umfasste, per GPS kartiert. Geburten von Weddellrobben und Südlichen Seeelefanten in der Fildes-Region finden vor allem im September und Oktober und damit außerhalb der Anwesenheit der Projektmitarbeitenden im Untersuchungsgebiet statt. Deshalb konnten nur für den Antarktischen Seebär die Standorte von Wurfplätzen sowie die Anzahl von Jungtieren erfasst werden. Sämtliche Quellen der verwendeten Monitoringdaten sind in Tabelle 7 im Anhang A aufgeführt.

Monatsgenaue Daten für Lufttemperatur und Niederschlag an der Station Bellingshausen wurden der Met READER-Datenbank (Quelle: <https://legacy.bas.ac.uk/met/READER/data.html>) entnommen. Tagesgenaue Daten zu Lufttemperatur, Schneebedeckung und Schneehöhe wurden durch das Arctic and Antarctic Research Institute (AARI, Russland) zur Verfügung gestellt. Daten des ‘Oceanic Niño Index’ (ONI) stammen von der National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA, Quelle: http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml).

Für die statistischen Auswertungen und die Erstellung von Grafiken wurde das Programm SigmaPlot 14.0 bzw. 14.5 verwendet, wobei das Signifikanzniveau von 5 % zugrunde gelegt wurde. Die in Grafiken angegebene Jahreszahl bezieht sich jeweils auf die zweite Hälfte des Südsommers (Angabe „2019“ entspricht „Saison 2018/19“). Sämtliche kartografische Darstellungen wurden mit dem Programm ESRI ArcMap vers. 10.8.1 erstellt und beziehen sich auf die Projektion WGS 1984, UTM 21S. Die topografischen Grundlagen wurden dem SCAR KGIS-Projekt (Vogt et al., 2004) und der SCAR Antarctic Digital Database (Quelle: <https://www.add.scar.org/>) entnommen. Eine Vielzahl der hier dargestellten Grafiken und Karten beruht auf Material aus den Vorgängerprojekten, wobei auf sich wiederholende Verweise verzichtet wurde.

4 Monitoring der Brutvögel und Robben in der Fildes-Region

4.1 Übersicht über erfasste Vogelarten

In der Fildes-Region brüten aktuell 14 Vogelarten, 13 davon sind Seevogelarten. Deren in der vorliegenden Arbeit verwendeten wissenschaftlichen Artnamen entsprechen den aktuellen Vorgaben des World-Bird-List-Projekts des ‚International Ornithological Congress‘ (IOC, Quelle: <https://www.worldbirdnames.org/new/ioc-lists/master-list-2/>, Version 11.2, Zugriff: 21.07.2021). Der globale Populationstrend und der von der ‚International Union for Conservation of Nature‘ (IUCN) definierte Schutzstatus aller in der Fildes-Region vertretenden Brutvögel sind nachstehend in Tabelle 1 aufgeführt. Mit Ausnahme des Rußalbatros (*Phoebetria palpebrata*, siehe Kap. 4.5) werden sämtliche Arten als „nicht gefährdet“ eingestuft, da die Schwelle der Gefährdung („Vulnerable“) aktuell nicht erreicht wird. Das Kriterium hierfür ist eine Population von weniger als 10.000 erwachsenen Tieren mit einer anhaltenden Bestandsabnahme von mehr als 10 % in zehn Jahren oder drei Generationen (IUCN, 1991).

Eine vollständige Auflistung aller nachgewiesenen und potentiellen Brutvogelarten sowie der Durchzügler und Irrgäste findet sich in Braun et al. (2020b, Kap. 2.3).

Tabelle 1: Übersicht aller seit 1979/80 in der Fildes-Region nachgewiesenen Brutvogelarten, ihr globaler Populationstrend sowie IUCN-Schutzstatus (Quelle: IUCN Red List for birds, <http://www.birdlife.org>, Zugriff am 25.03.2021)

Art	globaler Populationstrend	IUCN-Status
Adéliepinguin (<i>Pygoscelis adeliae</i>)	zunehmend	‚Least Concern‘
Zügelpinguin (<i>Pygoscelis antarcticus</i>)	abnehmend	‚Least Concern‘
Eselspinguin (<i>Pygoscelis papua</i>)	stabil	‚Least Concern‘
Südlicher Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>)	zunehmend	‚Least Concern‘
Kapsturmvogel (<i>Daption capense</i>)	stabil	‚Least Concern‘
Rußalbatros (<i>Phoebetria palpebrata</i>)	abnehmend	‚Near Threatened‘
Weißgesichtscheidenschnabel (<i>Chionis albus</i>)	stabil	‚Least Concern‘
Braune Skua (<i>Stercorarius antarcticus lonnbergi</i>)	abnehmend	‚Least Concern‘
Südpolarskua (<i>Stercorarius maccormicki</i>)	stabil	‚Least Concern‘
Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>)	zunehmend	‚Least Concern‘
Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>)	unbekannt	‚Least Concern‘
Buntfußsturmschwalbe (<i>Oceanites oceanicus</i>)	stabil	‚Least Concern‘
Schwarzbauchmeerläufer (<i>Fregetta tropica</i>)	abnehmend	‚Least Concern‘
Blauaugenscharbe (<i>Leucocarbo bransfieldensis</i>)	unbekannt	‚Least Concern‘

4.2 Pinguine (*Pygoscelis spec.*)

4.2.1 Ardley Island

Ardley Island ist Brutplatz von aktuell insgesamt 10 heimischen Seevogelarten. Darunter sind die drei Vertreter der *Pygoscelis*-Gattung Zügelpinguin (*Pygoscelis antarcticus*), Adéliepinguin (*P. adeliae*) und Eselspinguin (*P. papua*), die sympatrisch in einer Kolonie im Osten der Insel brüten. Die Insel besitzt zusätzlich zur Ausweisung als ASPA Nr. 150 den rechtlich unverbindlichen Status als ‚Important Bird Area‘ (IBA) Nr. 48 (bis 2011 IBA Nr. 53) (Harris et al., 2015; BirdLife International, 2021a), da die dortige Pinguinkolonie mehr als 1 % des weltweiten Bestandes an Eselspinguinen beherbergt (IBA-Auswahlkriterium A4ii). Inzwischen beherbergt Ardley Island die größte Eselspinguinkolonie an der Antarktischen Halbinsel (Roberts et al., 2017).

Trotz des Schutzstatus ist Ardley Island nach wie vor von verhältnismäßig stark von menschlichen Aktivitäten geprägt, darunter Nichteinhaltung der Besucherzone durch Touristen und Freizeitbesucher aus dem umliegenden Stationen, Unterschreitung der Mindestflughöhe und -abständen durch von Flugzeugen und Hubschraubern sowie eine unzureichende Koordination der vielfältigen wissenschaftlichen Aktivitäten im Schutzgebiet (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2014; Braun et al., 2017b).

Innerhalb des Brutvogelmonitorings in der Fildes-Region bildet die Erfassung der Brutpaarzahlen der Adélie-, Zügel- und Eselspinguine auf Ardley Island einen wesentlichen Schwerpunkt. Basierend auf den langjährigen Bestandserfassungen in der Pinguin-Kolonie auf Ardley Island liegt – auch durch die Unterstützung chilenischer und uruguayischer Wissenschaftler und Wissenschaftlerinnen – inzwischen ein 41 Jahre umfassender Datensatz von entsprechend hohem wissenschaftlichen Wert vor.

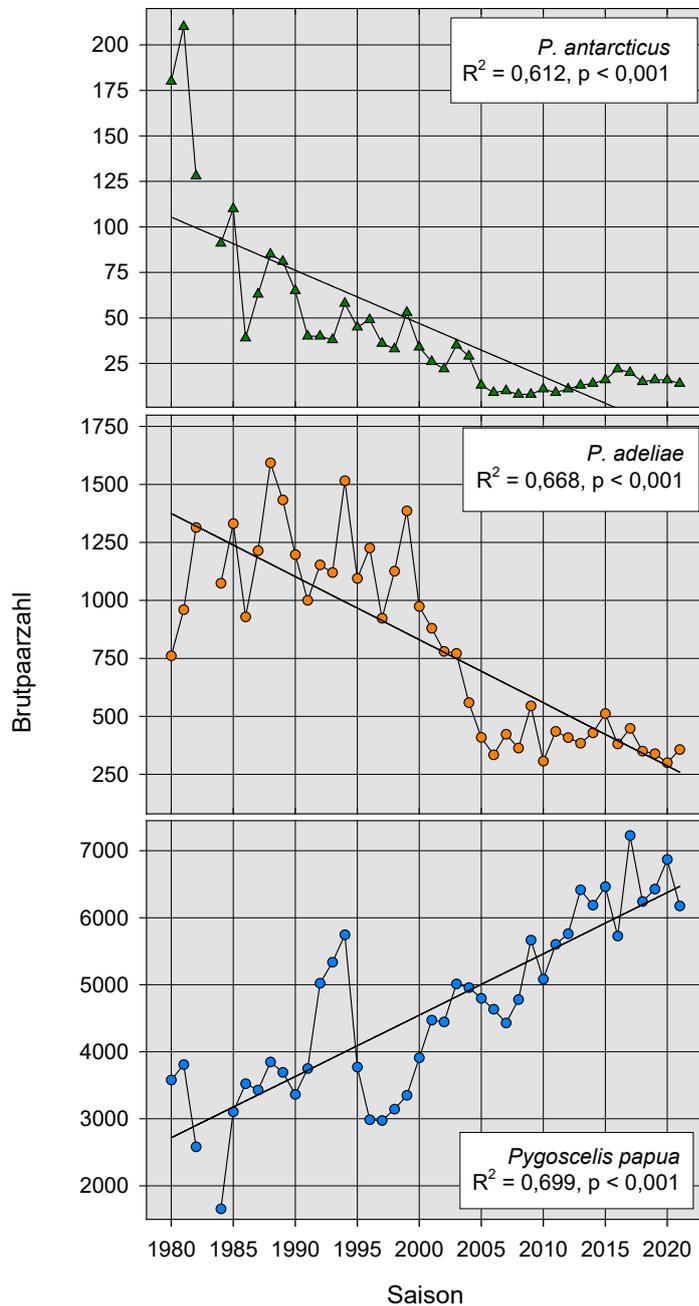
4.2.1.1 Brutpaarzahl

In den Saisons 2018/19 bis 2020/21 erfolgte die Bestandserfassung der Pinguine auf Ardley Island gemäß der langjährig angewandten Methodik (vgl. Kap. 3). Sämtliche Pinguinbrutpaarzahlen auf Ardley Island in der Saison 2020/21 wurden von A. L. Machado und A. Soutoulo erfasst.

Die im Rahmen der Pinguinzählungen auf Ardley Island in den Saisons 2018/19 bis 2020/21 erfassten Brutpaarzahlen lagen in etwa im Bereich der in den Vorjahren dokumentierten Bestandsdaten für die drei hier vorkommenden Pinguinarten. So wurden im Untersuchungszeitraum zwischen 14 und 16 BP des Zügelpinguins registriert. Diese Art zeigte zwischen dem Beginn der Langzeiterfassung in der Saison 1979/80 und 2004/05 einen deutlichen Rückgang des Bestands (Abbildung 3). Anschließend wuchs die Brutpaarzahl leicht an und blieb weitgehend stabil, wenn auch auf im Vergleich mit benachbarten Zügelpinguinkolonien sehr niedrigem Niveau. Insgesamt nahm der Zügelpinguinbestand auf Ardley Island um ca. 92,2 % bei einer jährlichen Änderungsrate von -2,2 % (berechnet nach Carlini et al., 2009) ab. Eine ähnliche Entwicklung wurde auch für den Adéliepinguin verzeichnet (Abbildung 3). Dessen Brutpaarzahl erreichte in der Saison 2019/20 mit 300 BP den niedrigsten Wert seit Beginn der Langzeiterfassung. Resultierend aus den aktuellen Daten beträgt der Rückgang des Adéliepinguins auf Ardley Island ca. 53,1 % bei einer jährlichen Änderungsrate von -1,3 %. Dagegen zeigt der Eselspinguin eine deutlich gegensätzliche Entwicklung. Der

Bestand dieser Art wuchs im Untersuchungszeitraum erheblich um insgesamt ca. 72,6 % bei einer jährlichen Änderungsrate von 1,7 % (Abbildung 3).

Abbildung 3: Brutpaarzahlen von Esels-, Adélie- und Zügelpinguinen auf Ardley Island in den Saisons 1979/80 bis 2020/21 mit Darstellung signifikanter Trends



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Dabei deuten die jährlichen Änderungsraten der Brutpaarzahlen von Adélie- und Eselspinguinen einen gegenläufigen Zusammenhang an (Spearman-Korr.: $r = 0,276$, $p = 0,089$, $n = 39$; Zügelpinguine aufgrund geringer aktueller Brutpaarzahl nicht untersucht). Folglich scheinen beide Arten unterschiedlich auf die aktuell herrschenden Umweltbedingungen zu reagieren. Dasselbe wurde bereits für die Pinguinkolonie der benachbarten Potter Peninsula gezeigt (Carlini et al., 2009). Der dortige Eselspinguinbestand zeigte zwischen den Saisons 2000/01 und

2018/19 mit 74,6 % einen noch größeren Zuwachs als die Kolonie auf Ardley Island (44,8 %; Juárez et al., 2020).

Da sich auf Ardley Island aktuell keine Abschwächung des Bestandswachstums der Eselspinguine abzeichnet, scheint die maximale Kapazität des Brutgebiets noch nicht erreicht zu sein.

In verschiedenen Studien wurde gezeigt, dass Adéliepinguine im Vergleich zu Eselspinguinen eine geringere Flexibilität hinsichtlich ihrer Brutphänologie sowie des Brutplatzes aufweisen (Boersma, 2008; Juárez et al., 2013; Juárez et al., 2015). Demnach könnte sich eine hohe Schneebedeckung in der Kolonie zu Beginn der Brutsaison negativ auf die Anzahl der brütenden Paare auswirken. Ein entsprechender statistischer Zusammenhang mit der Höhe der Schneebedeckung in den Monaten Oktober und November mit der Brutpaarzahl der Adéliepinguine ließ sich jedoch nicht nachweisen (Spearman-Korr.: $r = -0,080$, $p = 0,614$, $n = 35$). Zwar war in den vergangenen Jahren die Brutpaarzahl der Adéliepinguine in Saisons mit einem schneereichen Frühjahr häufig eher gering (Saisons 2007/08, 2009/10, 2012/13, 2013/14, 2015/16), niedrige Brutpaarzahlen wurden jedoch ebenso in Saisons mit einer geringen Schneebedeckung im Frühjahr (Saisons 2006/07, 2010/11, 2019/20, 2020/21) verzeichnet. Folglich spielen weitere Umweltfaktoren eine entscheidende Rolle bei der Entscheidung für eine Brut.

Im Langzeitvergleich setzten sich die bereits beschriebene Bestandsentwicklung der drei Pinguinarten auf Ardley Island fort (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Diese stehen in Übereinstimmung mit den vielfach dokumentierten divergierenden Trends der *Pygoscelis*-Arten in weiten Bereichen der Antarktis (z. B. Hinke et al., 2007; Chesalin et al., 2009; Barbosa et al., 2012; Naveen et al., 2012; Casanovas et al., 2015b; Juárez et al., 2015; Dunn et al., 2016a; Petry & Benemann, 2017; Herman et al., 2020; Juárez et al., 2020; Pascoe et al., 2020; Strycker et al., 2021). Dabei zeigen die verschiedenen Arten eine unterschiedliche Reaktion auf die komplexen ökologischen Prozesse infolge der fortschreitenden klimatischen Erwärmung (Smith et al., 2003; Lynnes et al., 2004; Forcada et al., 2006; Ducklow et al., 2007; Ainley et al., 2010; Ratcliffe & Trathan, 2011; Trivelpiece et al., 2011; Trathan et al., 2012; Clucas et al., 2014; Hinke et al., 2017b). Die mit der Temperaturerhöhung einhergehenden regionalen Abnahme der winterlichen Meereisausdehnung wirkt sich negativ auf den Adéliepinguin als eine stark vom Eis abhängige Art aus, während Zügel- und Eselspinguine langfristig von einer Ausdehnung von zur Verfügung stehenden Habitaten nach Süden hin zu profitieren scheinen (Forcada et al., 2006; Ainley et al., 2010; Trivelpiece et al., 2011; Clucas et al., 2014; Hinke et al., 2017b). Pinguine der Gattung *Pygoscelis* nutzen in sich überlappenden Verbreitungsgebieten größtenteils dieselbe Nahrung, vermeiden jedoch meist durch eine räumliche oder zeitliche Nischenaufteilung eine zu große zwischenartliche Konkurrenz um begrenzte Nahrungsressourcen (z. B. Kokubun et al., 2010; Miller et al., 2010; Polito et al., 2015; Valls & Petry, 2015; Rosciano et al., 2016; Dimitrijević et al., 2018; Pickett et al., 2018; Gorman et al., 2021). Dennoch können offenbar geringfügige Unterschiede in den Nahrungspräferenzen divergierende Reaktionen der Pinguinarten auf die aktuellen Umweltveränderungen verursachen. Veränderungen im Nahrungsnetz infolge der Meereisreduzierung und einer regional zunehmenden Krillfischerei wirken sich vor allem durch eine reduzierte Verfügbarkeit von Krill auf Adélie- und Zügelpinguine aus (Loeb et al., 1997; Trivelpiece et al., 2011; Clucas et al., 2014; Strycker et al., 2020). Im Gegensatz zu den aktuell stark abnehmenden Zügelpinguinen scheinen Adéliepinguine dieser Beeinträchtigung teilweise durch eine Verschiebung ihrer Brutgebiete nach Süden auszuweichen, wodurch die Gesamtpopulation aktuell noch keinen starken Rückgang verzeichnet (LaRue et al., 2013; Barbraud et al., 2020; Iles et al., 2020). Dagegen zeigen Eselspinguine, deren Nahrung

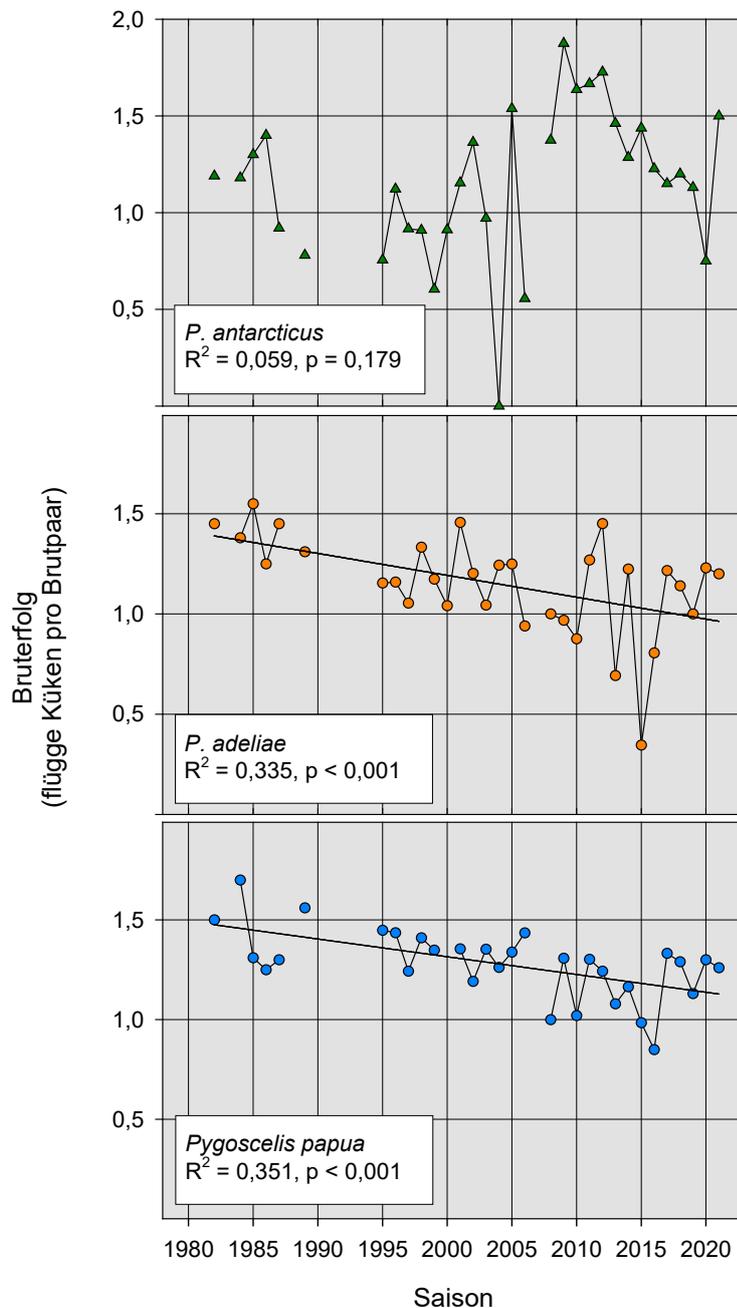
gewöhnlich einen höheren Anteil an Fisch aufweist und die ihre Nahrung im offenen Wasser suchen (Ratcliffe & Trathan, 2011; Lynch et al., 2012), eine Ausdehnung ihres Verbreitungsgebiets nach Süden (Lynch et al., 2008; Chesalin et al., 2009; Lynch et al., 2012; Ducklow et al., 2013; Clucas et al., 2014; Fountain et al., 2016; Korczak-Abshire et al., 2021). Nichtsdestotrotz kann eine geringe Krillverfügbarkeit zu einer Ausdehnung der Nahrungsgebiete von Eselspinguinen und zu einer Überlappung mit Regionen der Krillfischerei und daraus resultierender Konkurrenz führen (Ratcliffe et al., 2021).

4.2.1.2 Bruterfolg

Seit Beginn der Erfassung des Bruterfolgs bzw. der Zahl der erfolgreich aufgezogenen Jungvögel in der Pinguinkolonie auf Ardley Island liegen inzwischen Daten aus bis zu 32 Jahren vor, die wertvolle Informationen zur Einschätzung des lokalen Brutvogelbestands sowie des umgebenden Ökosystems liefern. Basierend auf den Langzeiterfassungen werden erhebliche Unterschiede beim Bruterfolg von Zügel-, Adélie- und Eselspinguinen deutlich (Abbildung 4). Im langjährigen Mittel zogen Zügelpinguine $1,16 \pm 0,39$ Jungvögel pro Brutpaar erfolgreich auf. Im Langzeitvergleich zeigte der Bruterfolg des Zügelpinguins erhebliche Schwankungen, jedoch keinen einheitlichen Trend (Abbildung 4). Dagegen liegt der mittlere Bruterfolg des Adéliepinguins zwar im ähnlichen Bereich ($1,15 \pm 0,25$), der jährliche Bruterfolg zeigt jedoch einen deutlichen abnehmenden Trend (Abbildung 4). Dagegen ist der mittlere Bruterfolg des Eselspinguins mit $1,28 \pm 0,18$ Jungvögeln pro Brutpaar im Mittel signifikant höher (Mann-Whitney-U-Test: $p = 0,025$). Im Langzeitvergleich nimmt der Bruterfolg dieser Art jedoch ebenfalls ab. Ein Zusammenhang zwischen dem Bruterfolg des Adélie- und des Eselspinguins nachweisbarer Zusammenhang (Spearman-Korr: $r = 0,486$, $p = 0,009$, $n = 31$, Zügelpinguine aufgrund geringer aktueller Brutpaarzahl nicht untersucht), deutet auf eine ähnliche Reaktion auf herrschende Umweltfaktoren hin.

Insgesamt sind die Werte für den Bruterfolg der drei Pinguinarten auf Ardley Island vergleichsweise hoch und liegen oftmals über denjenigen aus anderen Kolonien, so z. B. auf der benachbarten Halbinseln Barton und Potter (siehe Kap. 5.2, Abbildung 37 & Kap. 5.5, Abbildung 39; Republic of Korea, 2014, pers. Mittg. J.-W. Jung, W. Y. Lee). Dasselbe gilt auch für weiter entfernt gelegene Kolonien der drei *Pygoscelis*-Arten, wie z. B. Livingston Island, Deception Island, Peterman Island und den South Orkney Islands und weitere (Cobley & Shears, 1999; Holmes et al., 2006; Hinke et al., 2007; Lynch et al., 2010; Barbosa et al., 2012; Dunn et al., 2016a; Dunn et al., 2019). Der auf Ardley Island im Vergleich zu den anderen Arten nachgewiesene höhere Bruterfolg des Eselspinguins hängt wahrscheinlich mit der höheren Variabilität dieser Art gegenüber verschiedenen Umweltfaktoren sein. Demzufolge verfügen sie über eine bessere zeitliche und räumliche Reaktionsfähigkeit gegenüber für eine erfolgreiche Brut ungünstigen Umweltbedingungen (Bost & Jouventin, 1990; Lynch et al., 2009; Hinke et al., 2012; Juárez et al., 2013; Juárez et al., 2020). So können regionale Faktoren wie Meereisbedeckung oder Nahrungsverfügbarkeit wie auch lokale Witterungsextreme den Bruterfolg der Pinguine erheblich beeinflussen (Trathan et al., 1996; Cobley & Shears, 1999; Forcada et al., 2006; Ducklow et al., 2007; Hinke et al., 2007; Trathan et al., 2008; Lynch et al., 2010; Juárez et al., 2015). Deutlich wurde dies auf Ardley Island in mehreren Saisons, in denen ein schneereiches Frühjahr mit spät einsetzender Schneeschmelze oder starker Schneefall während der Brut sich in einem deutlich verringerten Bruterfolg auswirkten (Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b).

Abbildung 4: Bruterfolg der drei *Pygoscelis*-Arten der Ardley-Insel-Kolonie in den Saisons 1981/82 bis 2020/21 mit Darstellung signifikanter Trends



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

4.2.2 Zügelpinguine an der Westküste der Fildes Peninsula

Neben der geringen Zahl brütender Zügelpinguine auf Ardley Island (siehe Kap. 4.2.1) sind drei weitere kleinere Kolonien dieser Art an der Westküste der Fildes Peninsula bekannt, die bereits über viele Jahre hinweg beobachtet werden (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Die teilweise unzugängliche Lage der Brutplätze erschwert eine exakte Erfassung der Brutpaarzahl sowie des Bruterfolgs und somit eine klare Interpretation der Daten.

Der Bestand der Zügelpinguine an der Westküste der Fildes Peninsula wird für die Saison 2018/19 mit 58 BP und für die Saison 2019/20 mit 80 BP angegeben. Unter Berücksichtigung der Schwierigkeiten der Erfassungsmethode scheint sich die Zahl der in diesem Bereich brütenden Zügelpinguine im Vergleich zu den Vorjahren nicht wesentlich geändert zu haben (Braun et al., 2020b). Anzeichen für eine Wiederbesiedlung einer seit Beginn der 2000er Jahre als erloschen geltenden Kolonie im äußersten Südwesten der Fildes Peninsula (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b) wurden nicht registriert.

Insgesamt spielt der Bestand der Zügelpinguine an der Westküste der Fildes Peninsula eine sehr untergeordnete Rolle im Gebiet, da südlich und nördlich davon weitaus größere Kolonien dieser Art bekannt sind (Braun et al. 2020b). So wurde in einer aktuellen Studie mit Hilfe von Luftbildaufnahmen durch Drohnenüberflüge in der Saison 2016/17 insgesamt 14 bestehende Zügelpinguinkolonien identifiziert (Pfeifer et al., 2019). Sieben dieser Kolonien befinden sich südwestlich der Fildes Peninsula und sind der Nordwestküste Nelson Islands vorgelagert. Hier wurden auf zwei Inseln, darunter Withem Island, wo bislang nur grobe Schätzungen aus den 1980er Jahren vorlagen, und einer weiteren unbenannten Insel jeweils mehr als 11.000 Zügelpinguine erfasst (Pfeifer et al., 2019). Drei weitere sehr kleine Kolonien, die sich auf der Fildes Peninsula westlich vorgelagerten Inseln befinden und in der Saison 2016/17 insgesamt 229 BP umfassten, wurden ebenfalls erstmals beschrieben (Pfeifer et al., 2019). Weiter nördlich davon wurden daneben vier weitere Kolonien registriert, wovon die größte auf Rzepecki Islands mehr als 8.000 Zügelpinguine umfasste (Pfeifer et al., 2019).

Untersuchungen zur Nischendifferenzierung beider heimischer Skua-Arten mit Hilfe von GPS-Datenloggern zeigten, dass diese Zügelpinguinkolonien eine bedeutende Nahrungsquelle für in der Fildes-Region brütende Braune Skuas darstellen (Kopp et al., 2010).

Ein Vergleich mit Daten aus den frühen und mittleren 1980er Jahren ergab einen jeweils rückläufigen Zügelpinguinbestand an den untersuchten Brutplätzen – mit Ausnahme von Rzepecki Island – sowie eine Abnahme des Gesamtbestands (Pfeifer et al., 2019). Daneben wurde das Erlöschen mehrerer kleinerer Kolonien an der Westküste der Fildes Peninsula nachgewiesen (Pfeifer et al., 2019). Deshalb sollte das Monitoring der Zügelpinguinkolonien in diesem Gebiet trotz der Erfassungsgenauigkeit fortgeführt werden, da dies wertvolle Hinweise auf die Gesamtentwicklung dieser Art in diesem Gebiet liefern kann.

4.3 Südlicher Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*)

Der Südliche Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*) weist eine zirkumpolare Verbreitung auf, die von Südamerika, subantarktischen Inseln bis zur Antarktischen Halbinsel und dem antarktischen Kontinent reicht (Marchant & Higgins, 1990). Da diese Art von direkten und indirekten Einflüssen durch Fischereiaktivitäten betroffen ist (Kock, 2001; Copello & Quintana, 2003; Sullivan et al., 2006; Krüger et al., 2017), ist sie Gegenstand des 2004 in Kraft getretenen Übereinkommen zum Schutz der Albatrosse und Sturmvögel („Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels“ – ACAP) zur Minimierung von Bedrohungen für Populationen von Albatrossen und Sturmvögeln durch eine Reduzierung der fischereibedingten Mortalität. Ardley Island als Teil des Untersuchungsgebiets Fildes-Region wird als ACAP-Brutplatz Nr. 67 gelistet (ACAP, 2021b). Zudem gilt der Südliche Riesensturmvogel sowohl als philopatrisch als auch sensibel gegenüber anthropogenen Einflüssen in den Brutgebieten (z. B. Peter et al., 1991; Cooper et al., 2001; Micol & Jouventin, 2001; Pfeiffer & Peter, 2004; Chwedorzewska & Korczak, 2010). Da Riesensturmvögel auf Störungen oftmals mit Auffliegen, ohne eine schnelle Rückkehr zum Nest reagieren, sind Inkubation, Schlupfphase und das frühe Kükenstadium die sensibelsten

Phasen (Warham, 1962; Chupin, 1997). So sind Eier bzw. junge Küken der Gefahr der Unterkühlung sowie einem hohen Prädationsrisiko durch Skuas ausgesetzt (Hunter, 1984; Peter et al., 1991; Chupin, 1997). Ferner belegte eine aktuelle Studie erstmals einen innerartlichen Kannibalismus an Jungvögeln (Grohmann Finger et al., 2021b). Peter et al. (1991) konnten einen Zusammenhang zwischen der Anzahl geschlüpfter Küken und der Überlebensrate während des frühen Kükenstadiums mit der Zahl der Koloniebesuche durch Fußgänger nachweisen. Auch das Handling von Altvögeln während der Brut zu wissenschaftlichen Zwecken kann zu einem Verlassen des Nests führen (Schulz et al., 2014). Deshalb wird der Südliche Riesensturmvogel als Indikatorart für das Ausmaß menschlicher Einflüsse betrachtet. Lokale Bestandsrückgänge und Brutplatzverschiebungen wurden in der Antarktis bereits mehrfach beschrieben (Peter et al., 1991; Chupin, 1997; Micol & Jouventin, 2001; Chwedorzewska & Korczak, 2010; Braun et al., 2012; Peter et al., 2013). Ferner sind Umweltfaktoren wie klimatische Bedingungen, Nahrungsverfügbarkeit oder Krankheiten von großer Bedeutung für die Vogelbestände (Dunn et al., 2016b).

Nachdem in der Vergangenheit ein deutlicher Rückgang der Population des Südlichen Riesensturmvogels um 20 % auf 30.000 BP verzeichnet wurde (Patterson et al., 2008), nennen aktuellere Daten einen Gesamtbestand von ca. 50.000 BP bzw. 150.000 Individuen (BirdLife International, 2021e). Während neuere Studien von Signy Island, South Orkney Islands, einen Bestandsrückgang beschreiben (Dunn et al., 2016b), belegt die Mehrzahl der Untersuchungen stabile oder wachsende Bestände des Südlichen Riesensturmvogels. So nahm die Brutpaarzahl in Patagonien (Quintana et al., 2006), auf den Falkland-Inseln (Reid & Huin, 2005; Reid & Huin, 2008) und verschiedenen subantarktischen Inseln zu (Ryan et al., 2009a; Cuthbert et al., 2014). Für die Antarktische Halbinsel und die Ostantarktis werden gegenläufige Trends beschrieben (z. B. Micol & Jouventin, 2001; Creuwels et al., 2005; Lynch et al., 2008; Korczak-Abshire et al., 2019; Krüger, 2019b; ACAP, 2021a). Da jedoch die Bestände auf den Falkland-Inseln und Südgeorgien, den beiden bedeutendsten Brutgebieten, aktuell eine Zunahme zeigen (Stanworth & Crofts, 2017; Poncet et al., 2020), gilt die Gesamtpopulation derzeit als wachsend (BirdLife International, 2021e).

Das Monitoring des Südlichen Riesensturmvogels bildete erneut einen Schwerpunkt der jährlichen Brutvogelerfassungen und wurde gemäß der in Peter et al. (2008) und Braun et al. (2020b) beschriebenen Methodik durchgeführt. Die Zählungen der Brutpaarzahl sowie der Jungvögel des Südlichen Riesensturmvogels in der Fildes-Region wurden in der Saison 2020/21 von A. L. Machado durchgeführt, jedoch nicht für die Kolonien Dart Island und Fildes Strait. Somit liegen seit Beginn der Langzeiterfassungen in der Saison 1979/80 inzwischen Daten aus bis zu 32 Jahren vor. Sie liefern detaillierte Informationen zur lokalen Bestandsentwicklung dieser Seevogelart über die vergangenen Jahrzehnte. Für Aussagen über die Gesamtbrutpaarzahl sowie über den mittleren jährlichen Bruterfolg im Untersuchungsgebiet wurden nur vollständige Datensätze herangezogen.

Der Grad der menschlichen Störung in den einzelnen Riesensturmvogelkolonien der Fildes-Region ist nach wie vor sehr unterschiedlich und stark abhängig von der Entfernung zu den ansässigen Stationen und der Erreichbarkeit zu Fuß oder per Boot. Informationen zur Klassifizierung des Niveaus menschlicher Aktivitäten und damit zusammenhängender Störungen in diesen Gebieten stammen einerseits aus unveröffentlichten Expeditionsberichten aus den 1980er Jahren und andererseits aus jüngeren Publikationen (Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Ferner lieferte eine umfassende Evaluierung des Gefährdungsgrades detaillierte Informationen über die räumliche Verteilung des Luft- und Seeverkehrs sowie der Fahrzeug- und Fußgängerbewegungen in der Fildes-Region (Peter et al., 2008). Diese Daten wurden verwendet, um sowohl das frühere als auch das aktuelle Niveau

menschlicher Einflüsse in den Riesensturmvogelkolonien anhand der Frequenz und Intensität der Störungen zu klassifizieren. Dies beinhaltet vor allem Besuche durch Stationsmitglieder oder Touristen, wobei sehr häufig der empfohlene Mindestabstand zu Riesensturmvögeln (Pfeiffer & Peter, 2004) nicht eingehalten wurde sowie Flugbewegungen, die nicht den Vorgaben der ‚Guidelines for Aircraft near Concentrations of Birds in Antarctica‘ entsprachen (ATS, 2004). Der Grad der menschlichen Störung wurde wie folgt klassifiziert: gering – seltene Besuche durch Stationsmitglieder und Touristen, seltene tiefe Überflüge; mittel – gelegentliche Besuche und tiefe Überflüge; hoch – häufige Besuche und tiefe Überflüge. Hierbei ist anzumerken, dass seit Einführung der o. g. Richtlinien zum Überfliegen von Vogelkonzentrationen die Zahl der tiefen Überflüge insgesamt erheblich gesunken ist (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013). Dadurch machen Fußgänger inzwischen die Hauptursache für menschliche Störungen von Brutvögeln in der Fildes-Region aus.

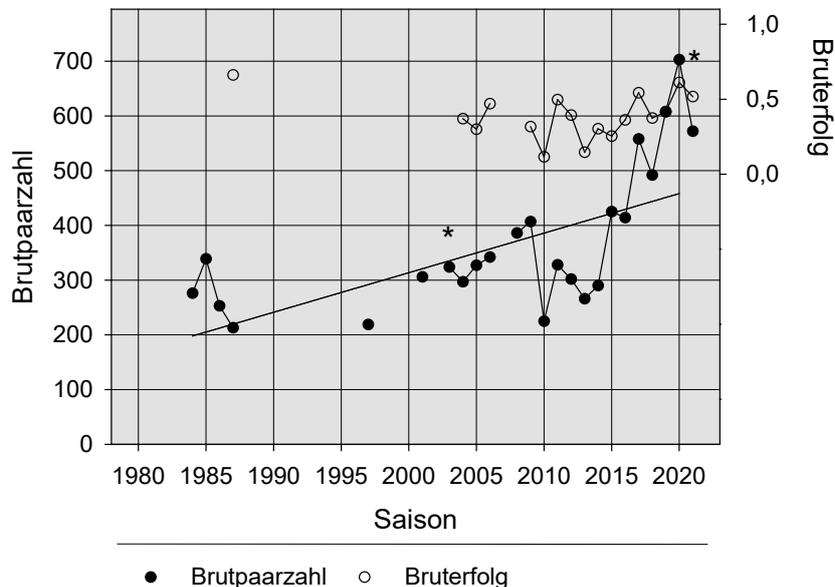
Die Zunahme des Bestands des Südlichen Riesensturmvogels in der Fildes-Region setzte sich auch während des Untersuchungszeitraums fort (siehe auch Braun et al., 2020b). In der Saison 2019/20 erreichte die hier verzeichnete Gesamtbrutpaarzahl mit 703 BP den höchsten Wert der langjährigen Erfassungen (Abbildung 5). Ausgehend vom ersten vollständigen Datensatz mit 276 BP in der Saison 1983/84 zeigte die Gesamtbrutpaarzahl trotz verschiedener jährlicher Schwankungen ein signifikantes Wachstum um insgesamt 155 % (lin. Regr. $R^2 = 0,393$, $p = 0,002$) mit einer jährlichen Zuwachsrate von 4,2 %.

Trotz der Tatsache, dass in Saisons mit einer sehr hohen Schneebedeckung jeweils deutlich weniger Riesensturmvogel im Gebiet brüteten (Saisons 2007/08, 2009/10, 2014/15; Abbildung 5), ließ sich kein statistischer Zusammenhang zwischen Gesamtbrutpaarzahl und der mittleren Schneebedeckung der Monate Oktober und November in den Saisons 1982 bis 2020 nachweisbar (Spearman-Korr.: $r = -0,236$, $p = 0,264$, $n = 24$).

In den Saisons 2018/19 und 2019/20 wurde erneut ein verhältnismäßig hoher Gesamtbruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels in der Fildes-Region verzeichnet (Braun et al., 2020b). Mit 0,61 aufgezogenen Jungvögeln pro Brutpaar wurde in der Saison 2019/20 der höchste Wert seit den 1980er Jahren verzeichnet (Abbildung 5). Infolgedessen wuchs das langjährige Mittel des Bruterfolgs auf inzwischen $0,38 \pm 0,15$ Jungvögeln pro Brutpaar an. Der geringste mittlere Bruterfolg von 0,12 Jungvögel pro Brutpaar wurde in der Saison 2009/10 verzeichnet. Nachdem über lange Zeit ein signifikanter Rückgang des Bruterfolgs zu verzeichnen war (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a), ist inzwischen kein signifikanter Langzeittrend mehr erkennbar.

Trotz der positiven Bestandsentwicklung des Südlichen Riesensturmvogels in der Fildes-Region liegt der mittlere Gesamtbruterfolg im Vergleich zu anderen Brutgebieten nach wie vor deutlich niedriger (Woehler et al., 2003; Patterson et al., 2008; Dunn et al., 2016b; ACAP, 2021a). Lediglich für Signy Island, South Orkney Islands, geben Dunn et al. (2016b) ähnliche Werte an. Ein dauerhaft reduzierter Bruterfolg kann sich trotz einer geringen Mortalität bei adulten und immaturen Vögeln langfristig negativ auf den Bestand auswirken (Woehler et al., 2003; Patterson et al., 2008; Cuthbert et al., 2014). Demnach stellt der über Jahre hinweg geringe Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels in der Fildes-Region nach wie vor ein Risiko für den lokalen Bestand dieser Art dar (Braun et al., 2020b).

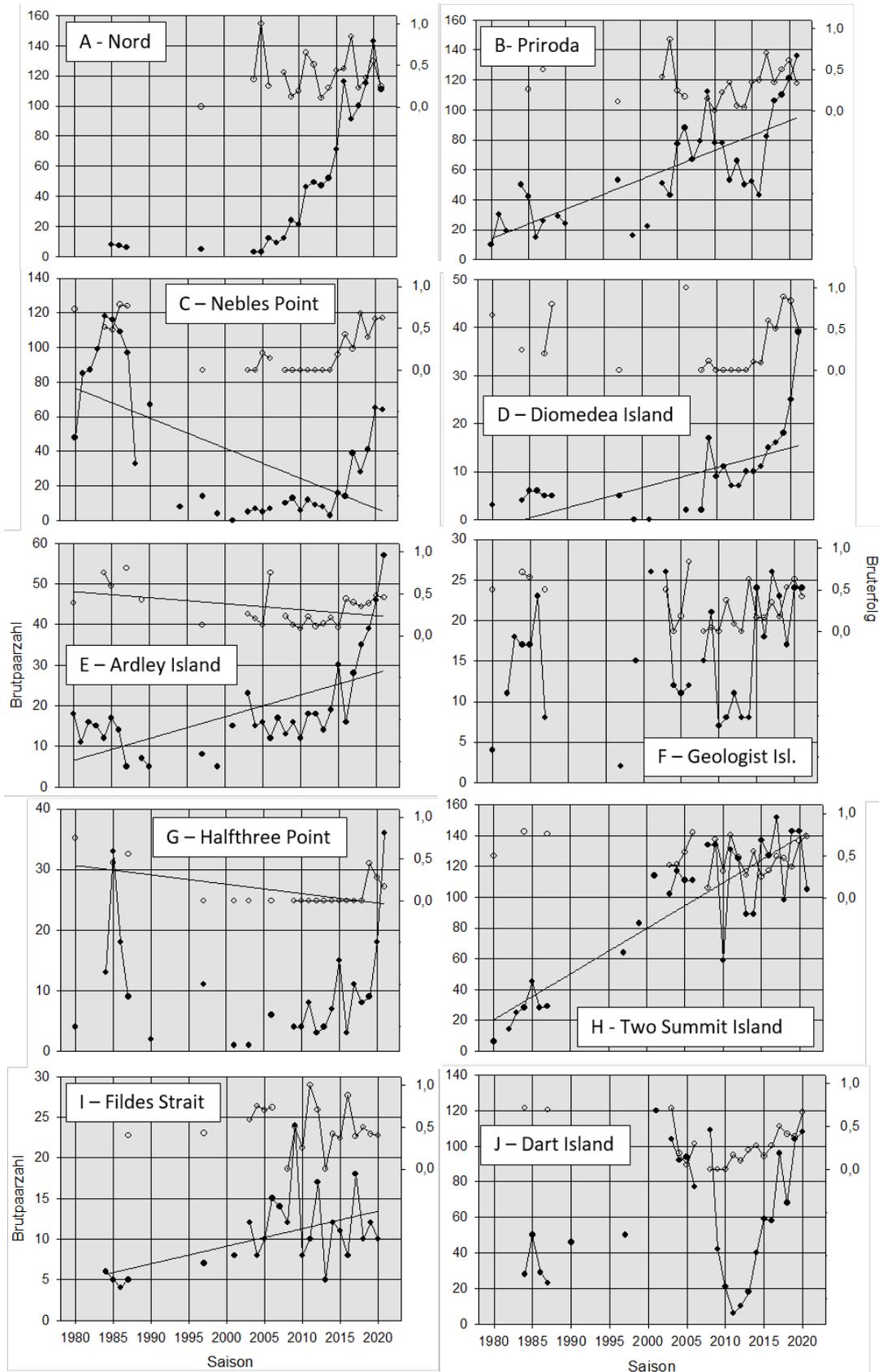
Abbildung 5: Brutpaarzahl und Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels (*Macronectes giganteus*) in der Fildes-Region zwischen 1983/84 und 2020/21 (* unvollständige Daten)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Hinsichtlich der Brutpaarzahlen unterscheiden sich die einzelnen Kolonien in der Fildes-Region deutlich voneinander. Die Spanne reicht von wenigen Brutpaaren bis hin zu 152 BP (Abbildung 6). Die höchsten Brutpaarzahlen des Untersuchungszeitraums wurden in den Kolonien Nord, Priroda und Two Summit verzeichnet. Die kleinste Kolonie findet sich inzwischen auf Geologist Island, nachdem der Bestand am Halfthree Point deutlich zugenommen hat (Braun et al., 2020b). Die Mehrzahl der Kolonien verzeichnete während des Untersuchungszeitraums wesentliche Bestandsänderungen (Abbildung 6). Während einige Kolonien ein starkes Wachstum aufweisen (A – Nord, B – Priroda, D – Diomedea Island, H – Two Summit Island), zeigten andere Kolonien zeitweise einen deutlichen Rückgang der Brutpaarzahlen (C – Nebles Point, G – Halfthree Point). Auffallend ist hierbei, dass in einigen Kolonien die Brutpaarzahl in den 1980er Jahren abnahm und danach auf einem niedrigen Niveau verblieb oder sogar zeitweise sogar auf Null rutschte (C – Nebles Point, D – Diomedea Island, E – Ardley Island, G – Halfthree Point). In den letzten Jahren nahm hier die Brutpaarzahl jedoch erneut zu. Im Gegensatz dazu wurde der wachsende Bestandstrend in den Kolonien B – Priroda und J – Dart Island nach der Saison 2009/10 unterbrochen, wobei die Brutpaarzahl stark abfiel und sich erst in jüngster Vergangenheit wieder erholte. Bemerkenswert ist, dass gleichzeitig zum Brutpaarrückgang in diesen Kolonien in unmittelbarer Nähe dazu kein derartiger Trend (H – Two Summit) oder sogar ein deutliches Koloniewachstum (A – Nord) zu verzeichnen war (Abbildung 6). Demgegenüber wies die Brutpaarzahl eine Kolonie (F – Geologist Island) starke Schwankungen ohne einen erkennbaren Langzeittrend auf.

Abbildung 6: Brutpaarzahlen (gefülltes Symbol) und Bruterfolg (ungefülltes Symbol) des Südlichen Riesensturmvogels (*Macronectes giganteus*) in den Kolonien der Fildes-Region; zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen, die Regressionsgeraden repräsentieren signifikante lineare Trends



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Die aktuelle positive Entwicklung des Bestands des Südlichen Riesensturmvogels spiegelt sich in den Brutpaarzahlen sämtlicher Kolonien des Gebiets wider (Abbildung 6). Am deutlichsten nahm die Brutpaarzahl in den Kolonien auf Ardley Island, Diomedea Island, Nebles Point und Halfthree Point zu. Diese Gebiete sind trotz einer Abnahme bestimmter Beeinträchtigungen, wie z. B. tiefe Überflüge, nach wie vor als diejenigen mit dem höchsten Grad an menschlicher Störung einzustufen (Abbildung 8). Somit weist die Entwicklung in diesen Kolonien auf einen deutlichen Gewöhnungseffekt hin (Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b), da weder eine Reduktion des Luft- und Schiffsverkehrs noch der Bewegungen von Fußgängern im Gelände beobachtet werden konnte. Im Gegensatz dazu wurde in den Kolonien Nord und Two Summit Island in der Saison 2020/21 eine etwas niedrigere Brutpaarzahl als im Vorjahr erfasst, möglicherweise verursacht durch natürliche Schwankungen. Eine durch anthropogene Einflüsse ausgelöste Brutplatzverschiebung, wie sie in den vergangenen Jahren wiederholt beobachtet wurde (Peter et al., 1991; Chupin, 1997; Braun et al., 2012; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a), fand im Untersuchungszeitraum nicht statt (Braun et al., 2020b).

Hinsichtlich der Zahl der erfolgreich aufgezogenen Jungvögel in den einzelnen Kolonien sind im Langzeitvergleich keine wesentlichen Veränderungen der Entwicklung des jeweiligen Bruterfolgs erkennbar. In der Mehrzahl dieser Brutplätze wies die Zahl der erfolgreich aufgezogenen Jungvögel zwar deutliche jährliche Schwankungen, aber oftmals keinen Langzeittrend auf (Abbildung 6). Im Gegensatz zu den in Braun et al. (2020b) dargestellten Ergebnissen ist in den Kolonien Geologist Island und Dart Island inzwischen kein negativer Langzeittrend mehr erkennbar. Dagegen verzeichnen die Kolonien Nebles Point, Ardley Island und Halfthree Point nach wie vor einen abnehmenden Langzeittrend des Bruterfolgs (Abbildung 6). Hier lag der Bruterfolg zwischen 2002/03 und 2019/20 deutlich unterhalb der Werte aus den 1980er Jahren.

Die höchsten Werte für den Bruterfolg während des Untersuchungszeitraums wurden in der Kolonie Diomedea Island verzeichnet (0,89 bzw. 0,84 Jungvögel pro Brutpaar in 2018/19 bzw. 2019/20), gefolgt von den Kolonien Two Summit, Dart Island, Priroda, Nebles Point und Geologist Island (0,61 – 0,72 Jungvögel pro Brutpaar, Abbildung 6). Somit wurden sowohl in abgelegenen als auch häufig von menschlichen Störungen betroffenen Kolonien hohe Bruterfolgswerte erfasst (Abbildung 8). Dies ist insofern bemerkenswert, da die Kolonien Diomedea Island und Nebles Point aufgrund anthropogener Einflüsse zeitweise beinahe erloschen waren (Peter et al., 2008). Diese Gebiete sind trotz einer Abnahme bestimmter Einflüsse, wie z. B. tiefe Überflüge oder häufige unkontrollierte Besuche, nach wie vor als diejenigen mit dem höchsten Grad an menschlicher Störung einzustufen (Abbildung 8). Somit spiegelt die Entwicklung in diesen Kolonien einen deutlichen Gewöhnungseffekt wider (Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b).

Ferner ließ sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Brutpaarzahl und dem Bruterfolg in der vorangegangenen Saison in vier der zehn Kolonien der Fildes-Region nachweisen. Demnach nahm die Brutpaarzahl in den Kolonien C – Nebles Point, F – Geologist Island, G – Halfthree Point und J – Dart Island nach einer Saison mit einem niedrigen Bruterfolg ab (Abbildung 6, Tabelle 2). Dasselbe wurde auch für die Kolonie D – Diomedea Island beobachtet, wobei hier jedoch das Signifikanzniveau nicht erreicht wurde (Tabelle 2). Zu betonen ist, dass alle diese Kolonien in Gebieten mit einem mittleren oder hohen Niveau an menschlicher Störung liegen (Abbildung 8).

Tabelle 2: Zusammenhang zwischen der Brutpaarzahl des Südlichen Riesensturmvogels und des Bruterfolgs im jeweiligen Vorjahr in der Fildes-Region (r_s – Spearman-Korrelationskoeffizient, p – Signifikanzniveau, n – Stichprobengröße); für Einteilung des Grads der menschlichen Störung siehe Abbildung 8

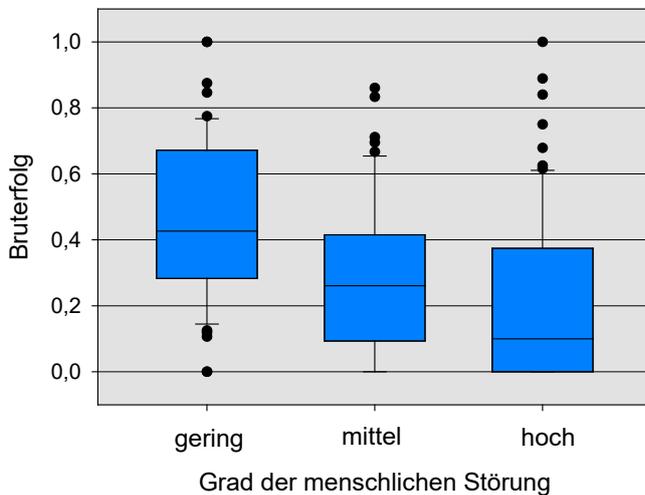
Kolonie	Grad der menschlichen Störung	r_s	p	n
A	gering	0.082	0.763	15
B	mittel	0.114	0.652	17
C	hoch	0.825	<0.001	20
D	hoch	0.460	0.061	17
E	hoch	0.111	0.635	20
F	mittel	0.532	0.027	17
G	hoch	0.529	0.034	16
H	gering	-0.436	0.089	16
I	gering	0.132	0.617	16
J	mittel	0.587	0.016	16
gesamt	-	-0.087	0.723	18

Für einen weitergehenden Vergleich der einzelnen Kolonien wurden diese zusammengefasst nach ihrem Grad der menschlichen Störung (Kategorisierung siehe Abbildung 8) und die Bruterfolgswerte nach dem Stationsbau in den späten 1980er Jahren hinzugezogen. Hierbei wird deutlich, dass der mittlere Bruterfolg in den Kolonien, in denen das Ausmaß menschlicher Störungen am geringsten eingeschätzt wurde, am höchsten war (Abbildung 7; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Den niedrigsten Bruterfolg hatten diejenigen Kolonien, die einem hohen Niveau an anthropogenen Einflüssen ausgesetzt waren und teilweise noch sind (Abbildung 7). Diese Unterschiede erwiesen sich als statistisch signifikant (Kruskal-Wallis One-Way-ANOVA on Ranks: $H = 38,244$, $p < 0,001$).

In Abbildung 8 sind die Lage der einzelnen Brutplätze in den Kolonien des Südlichen Riesensturmvogels in der Fildes-Region mit Angabe des Brutstatus in den Saisons 2003/04 und 2018/19 bis 2020/21 sowie der Grad der menschlichen Störung an den Brutplätzen dargestellt. Hierbei wird deutlich, dass die Mehrzahl der vormals verlassenen Brutplätze in den vergangenen Jahren zunehmend wiederbesiedelt wurden oder erstmals dort wieder erfolgreich Jungvögel aufgezogen wurden, nachdem sie zeitweise nicht mehr zur Brut genutzt wurden (Abbildung 8; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Besonders deutlich wird dies in den Kolonien C – Nebles Point und D – Diomedea Island, wo inzwischen an allen Brutplätzen wieder erfolgreich Junge aufgezogen wurden. Im Gegensatz dazu, wurden in den Kolonien E – Ardley Island und G – Halfthree Point zwar wieder mehr Brutplätze aktiv, jedoch konnte oftmals meist keine erfolgreiche Jungenaufzucht beobachtet werden (Abbildung 8). Ferner konnten in den Saisons 2018/19 bis 2020/21 in der Kolonie G am Halfthree Point erstmals seit dem Bau der benachbarten Station in den 1980er Jahren wieder erfolgreich Junge aufgezogen werden (Abbildung 8). Sämtliche der Kolonien, in denen Brutplätze zeitweise verlassen wurden und

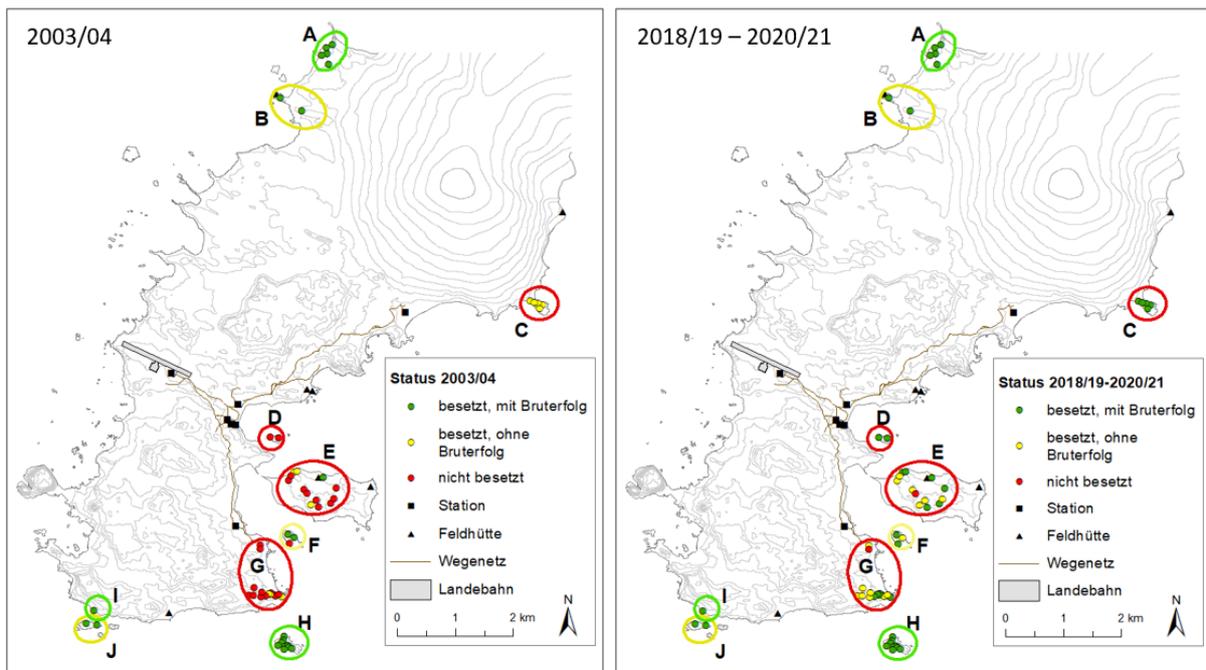
oftmals keine erfolgreiche Jungenaufzucht stattfand, befinden sich in Gebieten, die als stark anthropogen beeinflusst eingestuft werden (Abbildung 8).

Abbildung 7: Vergleich des Bruterfolgs des Südlichen Riesensturmvogels (*Macronectes giganteus*) in Kolonien der Fildes-Region; im Boxplot dargestellt sind Median, unteres und oberes Quartil sowie Ausreißer (Punkte)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Abbildung 8: Lage und der einzelnen Kolonien des Südlichen Riesensturmvogels (*Macronectes giganteus*) in der Fildes-Region mit Angabe des Brutstatus in den Saisons 2003/04 und 2018/19 bis 2020/21; mit farbigen Ovalen markiert ist der Grad der menschlichen Störung: grün – gering, gelb – mittel, rot – hoch (basierend auf eigenen Beobachtungen)

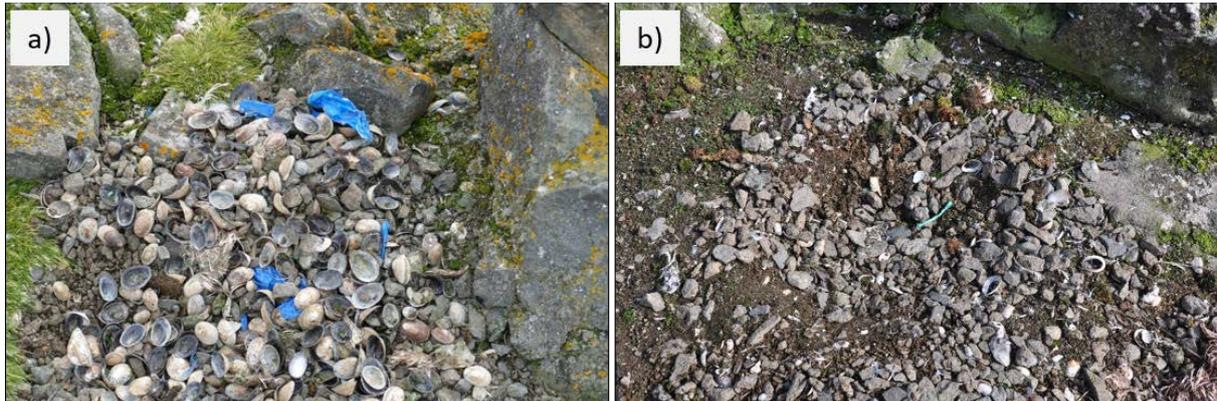


Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Weitere Belege für direkte menschliche Einflüsse auf den Südlichen Riesensturmvogel in der Fildes-Region stellen Funde von Langleinenhaken, Plastikschnüren, hervorgewürgten Pellets,

die vollständig aus Plastikfasern bestanden, sowie Vogelschlag an Antennen und Abspanndrähten der Stationen dar (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Ähnliche Funde konnten auch in den Saisons 2018/19 und 2019/20 dokumentiert werden. So wurde anthropogenes Material in Form von zahlreichen Stücken Plastikfolie (Abbildung 9 a), eines Stücks Plastikschnur (Abbildung 9 b) sowie eines Drahtstücks innerhalb von Riesensturmvogelnestern dokumentiert (siehe auch Kap. 11.4.4).

Abbildung 9: Reste von Plastikfolie (a) und eines Stücks Plastikschnur an einem Riesensturmvogelnest in der Fildes-Region in der Saison 2018/19 bzw. 2019/20



Fotos: M. Senf, C. Braun

Die hier dargestellte Entwicklung des Bestands des Südlichen Riesensturmvogels in der Fildes-Region stimmt mit veröffentlichten Angaben über eine stabile bzw. wachsende globale Population dieser Art überein (BirdLife International, 2021e). Wie auch in anderen Brutgebieten (s. o.) sind die veröffentlichten Bestandstrends für die South Shetland Islands sehr verschieden. Während einige Bestände einen abnehmenden Trend verzeichnen (Korczak-Abshire et al., 2019; Krüger, 2019b), erscheinen andere als stabil oder wachsend (Lynch et al., 2008; Gil-Delgado et al., 2013; Cuthbert et al., 2014; Petry et al., 2016; Krüger et al., 2017; Petry et al., 2018). Die jüngsten Bestandsschätzungen für die South Shetland Islands geben eine Brutpaarzahl von 5.400 an (Patterson et al., 2008). Somit stellt die Fildes-Region nach Stinker Point, Livingston Island, den zweitgrößten Brutplatz der South Shetland Islands dar (Harris et al., 2015; Petry et al., 2018; Krüger, 2019a). Insgesamt beherbergt die Fildes-Region ca. 13 % des Bestands des Südlichen Riesensturmvogels dieser Inselgruppe und ca. 1,3 % des globalen Bestands (Patterson et al., 2008). Die Zunahme der Brutpaarzahl des Südlichen Riesensturmvogels in der Fildes-Region deckt sich mit Daten aus anderen Gebieten der Maxwell Bay. So wuchs der Bestand dieser Art auf Stansbury Peninsula und Cabo Cariz im Norden von Nelson Island seit den 1980er Jahren an, während andere Gebiete abnehmende Brutpaarzahlen zeigten (Barton & Potter Peninsula, Duthoit Point, siehe auch Kap. 5; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b; ACAP, 2021a).

Die Gründe für die allgemeine Bestandszunahme des Südlichen Riesensturmvogels sind im Einzelnen nicht bekannt. Möglicherweise spielen hierbei Fischereiaktivitäten im Südatlantik und vor den Küsten Südamerikas eine Rolle, bei denen sich Nahrungsgebiete des Südlichen Riesensturmvogels außerhalb der Brutzeit mit Arealen intensiver Fischerei räumlich überlappen (Krüger et al., 2017). Viele Seevogelarten ernähren sich zu einem erheblichen Ausmaß von Fischereiabfällen, darunter auch der Südliche Riesensturmvogel (Favero et al., 2003; Copello & Quintana, 2009; Bugoni et al., 2010). Durch Beifang wird hierbei eine zusätzliche Mortalität von Vögeln verursacht (González-Solís et al., 2000; Patterson & Hunter, 2000; Kock, 2001). Diese

scheint jedoch im Falle der Riesensturmvögel zu gering zu sein, um sich deutlich auf die Gesamtpopulation zu auszuwirken (Quintana et al., 2006). Stattdessen scheinen zunehmende Fischereiaktivitäten für die Bestandszunahme des Südlichen Riesensturmvogels in Südamerika (Quintana et al., 2006; Copello et al., 2008; Copello & Quintana, 2009), Îles Crozet (Voisin, 1988) und Elephant Island, South Shetland Islands (Krüger et al., 2017) verantwortlich zu sein. Hierbei führt die verstärkte Aufnahme von Fischereiabfällen als Nahrung zu einer höheren Überlebensrate der erwachsenen Tiere (Kock, 2001; Krüger et al., 2017). Ferner wird vermutet, dass Südliche Riesensturmvögel von den aktuellen klimatischen Veränderungen profitieren, da sie an wärmere Meeresbedingungen gebunden sind (Krüger et al., 2012; Gianuca et al., 2019). Inwiefern sie jedoch von zu erwartenden Veränderungen im Nahrungsnetz betroffen sind bzw. sein könnte, ist derzeit noch unklar. Insgesamt ist jedoch anzunehmen, dass sich die genannten Umweltfaktoren ebenfalls positiv auf den Bestand in der Fildes-Region auswirken.

Ferner ist bekannt, dass regionale und lokale Umweltbedingungen die Brutpaarzahl und den Bruterfolg von Seevögeln erheblich beeinflussen können (z. B. van Franeker et al., 2001; Creuwels et al., 2005; Descamps et al., 2015; Petry et al., 2016). Daher sollten relevante Umweltfaktoren bei der Interpretation von Bestandsdaten von Seevögeln wie z. B. Temperatur und Schneehöhe im Brutgebiet berücksichtigt werden. Daneben kann ein großräumiger Parameter für klimatische Variabilität wie die sogenannte ‚El Niño-Southern Oscillation‘ (ENSO) die Nahrungsverfügbarkeit im Südpolarmeer und somit die Entscheidung für den Beginn der Brut beeinflussen (Wingfield, 1983).

Wenngleich die niedrigsten Brutpaarzahlen des Südlichen Riesensturmvogels in der Fildes in Saisons mit höherer Schneebedeckung zur Brutzeit erfasst wurden (Abbildung 5, siehe Kap. 6.2), sollte sich der Parameter Schneehöhe wie auch die Temperatur oder ENSO aufgrund der geringen räumlichen Entfernungen der einzelnen Kolonien des Untersuchungsgebiets gleichförmig auf diese auswirken. Auffallend sind hierbei jedoch die teilweise sehr unterschiedlichen langfristigen Entwicklungen von Brutpaarzahlen und Bruterfolg in benachbarten Kolonien der Fildes-Region. Da Umweltfaktoren wie Nahrungsverfügbarkeit oder klimatische Bedingungen nah beieinander liegende Kolonien in gleichem Maße beeinflussen, wird vermutet, dass anthropogene Einflüsse, die in der Fildes-Region in erheblichem Maße auftreten und sich zwischen den einzelnen Kolonien unterscheiden, verantwortlich für die Unterschiede in der Bestandsentwicklung sind. Dies wird dadurch unterstrichen, dass der Bruterfolg des Riesensturmvogels in Kolonien mit einem hohen Grad an menschlichen Störungen teilweise über einen längeren Zeitraum nicht besetzt wurden bzw. langfristig einen geringeren Bruterfolg zeigten als Kolonien mit einem geringeren Niveau anthropogener Einflüsse. Zudem konnte gezeigt werden, dass in stark gestörten Kolonien ein geringerer Bruterfolg in einer reduzierten Brutpaarzahl im Folgejahr resultierte.

In der Vergangenheit wurde wiederholt gezeigt, dass der Bau von Stationen in der Fildes-Region zu einem hohen Maß an menschlicher Störung, verursacht durch häufige Besuche von Stationsmitgliedern und tiefe Überflüge, in der Umgebung führte. In diesen Gebieten wurde ein rapider Rückgang der Brutpaarzahlen des Riesensturmvogels verzeichnet, während in entfernteren Gebieten gleichzeitig die Bestände zunahmten (Peter et al., 1991; Chupin, 1997). Weitere, in den 2000er Jahren beobachtete Brutplatzverschiebungen wurden ebenfalls mit menschlicher Störung in Zusammenhang gebracht, da nach dem Wegfall der Störungen sich die Bestände rasch wieder erholten (Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a). Vergleichbare Bestandsrückgänge infolge von Stationsaktivitäten wurden für die Antarktis mehrfach beschrieben (Jouventin & Weimerskirch, 1991; Micol & Jouventin, 2001; Woehler et al., 2001; Nel et al., 2002; Sander et al., 2005; Chwedorzewska & Korczak, 2010). Doch auch touristische Aktivitäten können Störungen verursachen. So erholte sich die zuvor gesunkene Brutpaarzahl

auf Harmony Point, Nelson Island, nach der Beschränkung der Besucherwege auf einen Pfad wieder (Silva et al., 1998; Krüger, 2019b). In der Fildes-Region sind touristische Aktivitäten jedoch auf die Stationsgelände sowie auf geführte Touren beschränkt, sodass ein negativer Einfluss auf brütende Riesensturmvögel vernachlässigbar scheint.

Andererseits weisen die o. g. Ergebnisse des Langzeitmonitoring auf einen deutlichen Gewöhnungseffekt hinsichtlich bestimmter menschlicher Störungen hin (siehe auch Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Gewöhnung bei Tieren wird definiert als eine graduelle Abnahme der Verhaltensantwort infolge einer wiederholten Stimulation ohne nachfolgende Verstärkung (Hinde, 1970). So können Seevögel reduzierte Verhaltensantworten gegenüber permanenten oder regelmäßigen Stressoren, wie z. B. Lärm oder Besucher zeigen (z. B. Young, 1990; Nimon, 1997; Cogley & Shears, 1999; Pfeiffer & Peter, 2004; Holmes et al., 2006; Walker et al., 2006; De Villiers, 2008; Viblan et al., 2012). So konnten in einzelnen Riesensturmvogelkolonien in der Fildes-Region sowohl kurz- als auch langfristige Gewöhnungseffekte experimentell nachgewiesen werden (Pfeiffer, 2005). Dies wird beispielsweise anhand der Brutvogelzahlen der Kolonie Diomedea Island deutlich. Diese Kolonie befindet sich innerhalb der Hauptflugzone des ansässigen Flughafens und unterliegt deshalb regelmäßig einem erheblichen Einfluss startender und landender Flugzeuge. Nach dem Inkrafttreten der ‚Guidelines for Aircraft near Concentrations of Birds in Antarctica‘ (ATS, 2004), die auch für vorher oftmals irregulär operierende Hubschrauber gilt (Peter et al., 2008), wurde diese Kolonie wiederbesiedelt und weist inzwischen einen zunehmenden Bruterfolg aus. Treten Störungen jedoch in weniger betroffenen Gebieten in unregelmäßigen Intervallen und aus verschiedenen Richtungen auf, ist die Wahrscheinlichkeit einer Abschwächung von Verhaltensantworten reduziert (Pfeiffer, 2005; Pfeiffer et al., 2007). In Übereinstimmung damit wurden nur wenige Brutplätze in denjenigen Kolonien wiederbesiedelt, die trotz ihres Status als ASPA Nr. 125d bzw. 150 relativ regelmäßig von Fußgänger besucht werden. Diese Besuche schließen gelegentlich starke Annäherungen an brütende Vögel oder Küken im Nest durch die Besucher ein (eigene Beobachtung), wodurch eine Gewöhnung an diese Form der Störung wahrscheinlich verhindert wird.

Schlussfolgernd ist anzumerken, dass hinsichtlich der Bestandsentwicklung des Südlichen Riesensturmvogels in der Fildes-Region mögliche Einflüsse großräumiger Umweltfaktoren wahrscheinlich von lokalen Umweltbedingungen und negativen anthropogenen Einflüssen überlagert werden. Zudem zeigt die Studie, dass innerhalb von Monitoringprogrammen bestimmter Seevogelarten in anthropogen geprägten Gebieten direkte menschliche Einflüsse berücksichtigt werden sollten, um eine verlässliche Interpretation von Bestandsdaten zu gewährleisten.

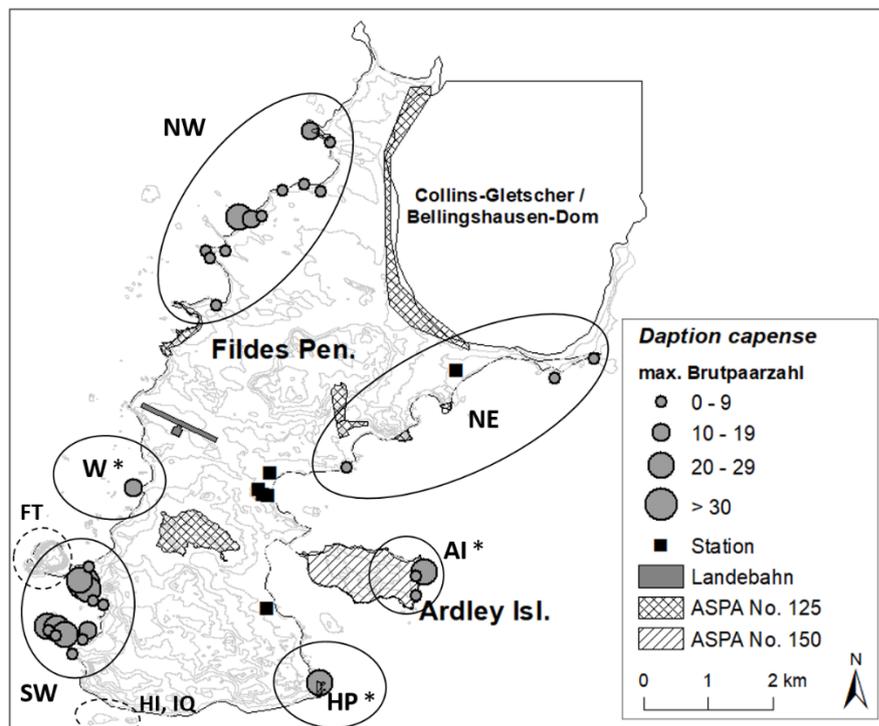
4.4 Kapsturmvogel (*Daption capense*)

Erneut wurde in den Saisons 2018/19 und 2019/20 die Brutpaarzahl des Kapsturmvogels (*Daption capense*) in der Fildes-Region erfasst. Dabei wurden bei Begehungen der gesamten Küstenlinie alle an den Brutplätzen beobachteten Altvögel gezählt. Zu diesem Zeitpunkt der Inkubationsphase ist die Anwesenheit von Altvögeln der Art zumeist stabil, auch wenn dabei möglicherweise eine Anzahl Nichtbrüter oder gescheiterte Brüter darunter sind (Weidinger, 1996). Die Daten wurden verschiedenen Publikationen sowie unveröffentlichten Berichten über den Seevogelbestand in den Saisons 1984/85 bis 1986/87, 1989/90, 2000/01 und 2007/08 (Rauschert et al., 1987; Mönke & Bick, 1988; Peter et al., 1988; Braun, 2001, 2008; pers. Mittg. H. Grimm) entnommen. Zudem wurden eigene Daten in den Saisons 2003/04 bis 2005/06 und 2008/09 bis 2019/20 erhoben (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Nachfolgend wurden nur Daten von Brutplätzen einbezogen, die von der Fildes

Peninsula aus vollständig einsehbar waren. Gebiete wie die Fildes Strait und der Flat Top-Felsen wurden somit nicht berücksichtigt, da die Brutpaarzahl hier zumeist nur geschätzt werden konnte.

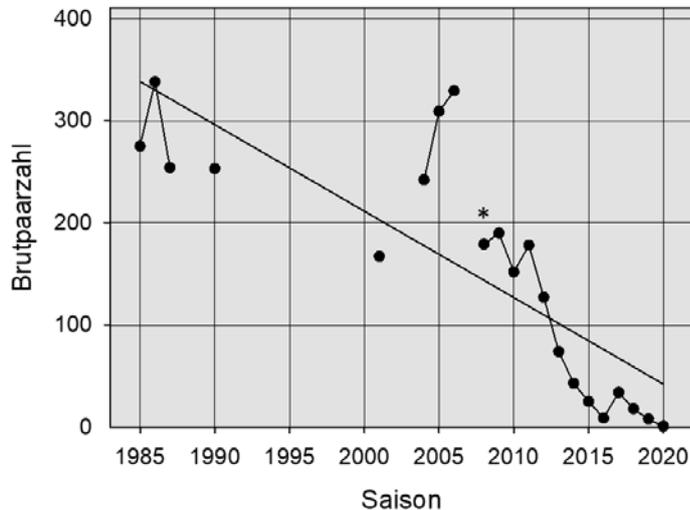
Basierend auf Daten aus den Saisons 2003/04 bis 2019/20, aus denen exakte räumliche Informationen vorlagen, wurden bislang insgesamt 37 Brutplätze auf der Fildes Peninsula und Ardley Island erfasst (Abbildung 10). Die Brutpaarzahl an den einzelnen Brutplätzen variierte zwischen einem und 83 Brutpaaren. Seit Beginn der langjährigen Brutvogelerfassung in der Fildes-Region liegen mittlerweile Daten für einzelne Brutplätze von bis zu 26 Saisons vor. Die Gesamtbrutpaarzahl zeigte zwischen den Saisons 1984/85 und 2005/06 ein gewisses Maß an Schwankungen (Abbildung 11). Sie variierte zwischen 203 BP in der Saison 2003/04 (Peter et al., 2008) und 338 in der Saison 1985/86 (Rauschert et al., 1987). Beginnend in der Saison 2007/08 ging der Bestand jedoch drastisch zurück und erreichte in der Saison 2019/20 mit nur einem Brutpaar sein Minimum (Abbildung 11). In dieser Phase betrug der durchschnittliche jährliche Rückgang ca. 10,6 %. Der generell rückläufige Bestandstrend wird durch Daten von Brutplätzen in der Nähe der Fildes-Halbinsel gestützt, die jedoch auf Schätzungen beruhen (Abbildung 10).

Abbildung 10: Lage und Größe der Brutplätze des Kapsturmvogels (*Daption capense*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island. Die Größe der Kreise stellen die maximale Brutpaarzahl zwischen 2003/04 und 2019/20 dar. Regionale Cluster von Brutplätzen sind durch Ovale markiert (* Brutcluster mit menschlicher Störung). Gestrichelte Ovale zeigen Brutplätze an, von denen nur Bestandsschätzungen vorliegen (nach Braun et al., 2021).



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Abbildung 11: Entwicklung der Brutpaarzahl des Kapsturmvogels (*Daption capense*) in der Fildes-Region seit den 1980er Jahren (* unvollständige Erfassung, geändert nach Braun et al., 2021)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Die Ursachen für die drastisch gesunkene Brutpaarzahl konnten im Rahmen des Brutvogelmonitorings nicht gezielt untersucht werden. Nichtsdestotrotz werden vielfältige Gründe für diese Bestandsentwicklung vermutet. Für die Fildes-Region ist bereits bekannt, dass das hohe Maß menschlichen Aktivitäten, das aus der Nähe zu mehreren Antarktisstationen resultiert, negative Auswirkungen auf die Brutpaarzahl verschiedener Seevogelarten haben. So wurde wiederholt gezeigt, dass das hohe Niveau an anthropogenen Störungen den lokalen Brutbestand von Seevogelarten wie z. B. Südlicher Riesensturmvogel, Skuas (*Stercorarius spec.*), Antarktisseeschwalben (*Sterna vittata*) und Sturmschwalben (*Oceanites oceanicus*, *Fregatta tropica*) in der Fildes-Region negativ beeinflusst haben (Chupin, 1997; Peter et al., 2008; Braun et al., 2012; Peter et al., 2013). Demnach könnten menschliche Störungen ebenfalls negative Auswirkungen auf die Brutpaarzahl des Kapsturmvogels haben. Ein erheblicher menschlicher Einfluss wurde jedoch – basierend auf langjährigen eigenen Beobachtungen – nur im Bereich von drei kleineren Brutclustern (W, HP und AI; siehe Abbildung 10) verzeichnet. Die Umgebung der dortigen Brutplätze wird relativ häufig von Wissenschaftlern und Stationspersonal frequentiert (Peter et al., 2008; Braun et al., 2012), obwohl die Brutcluster HP und AI innerhalb eines ASPAs liegen (siehe Abbildung 10), wo jeglicher nichtgenehmigter Zutritt untersagt ist (ATS, 2009b, a). Alle anderen Brutplätze (NE, SW, NE) befinden sich in entlegeneren Gebieten und an Felswänden oder steilen Klippen und sind daher kaum jemals von direkten menschlichen Aktivitäten betroffen (siehe Abbildung 10). Trotz des zeitweise intensiven See- und Luftverkehrs in einigen Zonen des Untersuchungsgebiets während des Südsommers wurde bislang während des Schiffs-, Boots- und Flugzeugbetriebs keine erhöhte Aktivität in den Kapsturmvogelkolonien beobachtet (eigene Beobachtung). Die Gewässer vor der Westküste der Fildes-Halbinsel sind zudem nicht schiffbar und daher nicht vom Schiffsverkehr betroffen. Der Flugbetrieb erfolgt hauptsächlich im zentralen Teil der Fildes-Halbinsel entlang einer Ost-West-Achse zur Landebahn (siehe Abbildung 10). Obwohl ein relevanter menschlicher Einfluss nur in einigen Brutgebieten des Kapsturmvogels zu verzeichnen ist, ging die Anzahl der Brutpaare in allen Brutclustern einheitlich zurück. Somit wurden innerhalb des Untersuchungsgebiets keine räumlichen Unterschiede in der Bestandsentwicklung dieser Art festgestellt. Daher scheint menschliche Störung nur eine sehr untergeordnete Rolle zu spielen.

Ferner ist bekannt, dass Prädation durch Skuas zu erheblichen Brutaufwänden führen kann (Weidinger, 1998). Kapsturmvögel brüten gewöhnlich auf Kliffs oder Felsvorsprüngen, um das Prädationsrisiko für ihre Nachkommen zu vermindern. Brutsynchronität bei koloniebrütenden Seevögeln kann ebenfalls das Prädationsrisiko verringern (Descamps, 2019), wenn auch Weidinger (1998) diesen Effekt für diese Art nicht nachweisen konnte. Skuas werden hinsichtlich ihrer Ernährungsstrategien als Generalisten angesehen (Carneiro et al., 2015), können jedoch in Abhängigkeit des zur Verfügung stehenden Nahrungsspektrums sich auf eine oder wenige Beutearten spezialisieren (Mougeot et al., 1998; Reinhardt et al., 2000; Hahn & Peter, 2003; Pacoureaux et al., 2019). Damit übereinstimmend ernährt sich auch ein Teil der Brutpaare Brauner Skuas (*S. antarcticus lonnbergi*), die auf der Fildes Peninsula brüten, in einem größeren Umfang von anderen Seevögeln außer Pinguinen, wie z. B. Sturmschwalben oder Kapsturmvögeln (unveröff. Daten). Somit könnte die hohe und über die Jahre hohe Dichte an Braunen Skuas im Untersuchungsgebiet zu einer erheblichen Prädation im lokalen Seevogelbestand geführt haben. Dies wurde bereits für mehrere benachbarte Kapsturmvogelkolonien gezeigt (Weidinger, 1998). Da hingegen der Bestand an Braunen Skuas im Gebiet über die vergangenen Jahrzehnte verhältnismäßig stabil war (siehe Kap. 4.7, Krietsch et al., 2016), lässt sich der drastische Bestandsrückgang des Kapsturmvogels ab der Saison 2007/2008 damit nicht erklären. Zudem würde ein Generalist wie die Braune Skua den Prädationsdruck auf eine bestimmte Beute nicht bis zu deren Aussterben erhöhen, sondern vorher auf alternative Beutearten ausweichen. Daher ist zu vermuten, dass ein hohes Prädationsniveau nicht maßgeblich für den drastischen Rückgang verantwortlich ist, wenngleich dieser Einfluss innerhalb der vorliegenden Arbeit nicht untersucht werden konnte. Die Ursachen für die starke Bestandsabnahme werden vielmehr in natürlichen Umweltbedingungen wie z. B. verringerte Nahrungsverfügbarkeit, ungünstige klimatische Bedingungen und/oder ein gleichbleibend hohes Niveau der Prädation vermutet.

Zudem können klimatische Bedingungen die Brutpaarzahl von Seevögeln in einer Kolonie beeinflussen. Es wird vermutet, dass lokale klimatische Bedingungen während der Brutsaison jedoch nur eine untergeordnete Rolle bei dem Rückgang des Kapsturmvogelbestands spielen, da seit der Saison 2007/08 sowohl warme als auch kühlere Sommer erfasst wurden und (Braun et al., 2020b, siehe Kap. 6.2). Im Gegensatz dazu haben klimatische Parameter außerhalb der Brutsaison – relevant sind hierbei Winter und Frühling sowie der vorangegangenen Saison einen starken Einfluss auf das Überleben der Nachkommen und Altvögel sowie auf Rekrutierung der Jungvögel und beeinflussen somit die Brutpaarzahl in der nachfolgenden Saison (Petry et al., 2016).

Kapsturmvögel suchen ihre Nahrung auf opportunistische Weise auf der Wasseroberfläche (Soave et al., 2000a). Sie ernähren sich hauptsächlich von Antarktischem Silberfisch (*Pleuragramma antarctica*), Laternenfischen (Klasse: Myctophidae), Antarktischem Krill (*Euphausia superba*) und zu einem geringeren Anteil von Amphipoden (Arnould & Whitehead, 1991; Creet et al., 1994; Coria et al., 1997; Casaux et al., 1998). Dabei können die Artzusammensetzung der Beute sowie deren Anteil zwischen den Saisons und Brutgebieten erheblich variieren und so die jeweils unterschiedliche Nahrungsverfügbarkeit reflektieren (Coria et al., 1996; Casaux et al., 1998; Soave et al., 2000a). Der aktuelle Rückgang des Kapsturmvogelbestandes in der Fildes-Region deckt sich nicht mit der Entwicklung der Brutpaarzahlen anderer Seevogelarten wie Esels-, Adélie- und Zügelpinguin (Kap. 4.2), Südlicher Riesensturmvogel (Kap. 4.3), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*, Kap. 4.8). Eine Übereinstimmung findet sich jedoch mit einem Rückgang der Brutpaarzahl der Südpolar skuas (*Stercorarius maccormicki*) in der Region (Krietsch et al., 2016, siehe auch Kap. 4.7). Da beide Arten potenziell dieselbe marine Nahrungsquelle nutzen, ist zu vermuten, dass die lokale Nahrungsverfügbarkeit deutlichen Schwankungen unterliegt, was sich stark auf davon

abhängige Prädatorarten auswirkt (Krietsch et al., 2016). Wiederholte Brutausfälle bei Südpolarskuas weisen auf einen drastischen Rückgang der Nahrungsverfügbarkeit hin (Krietsch et al., 2016). Daher wird vermutet, dass eine reduzierte Nahrungsverfügbarkeit hauptsächlich für den negativen Trend des Kapsturmvogels verantwortlich ist. Für weitere Untersuchungen hierzu sind Informationen zum Krill- und Fischvorkommen in der Nahrungsregion notwendig. Zusammenfassend sind die Ursachen für den drastischen Bestandsrückgang des Kapsturmvogels in der Fildes-Region unklar und bedarf weiterer Untersuchungen. Zudem sollte der Einfluss der Fischereiaktivitäten im Südpolarmeer, der in Verbindung mit der Umweltvariabilität zu einer verringerten Nahrungsverfügbarkeit führen kann, berücksichtigt werden (Bertrand et al., 2012; Trathan et al., 2015; Hinke et al., 2017a).

Inwiefern der in der Fildes-Region verzeichnete Rückgang des Kapsturmvogelbestands auch in anderen Brutgebieten zu beobachten ist, ist aufgrund mangelnder vergleichbarer Studien nicht eindeutig zu klären. Die wenigen existierenden Informationen zu Bestandstrends des Kapsturmvogels sind uneinheitlich und basieren zumeist nicht auf aktuellen Daten (Woehler & Croxall, 1997). So berichteten Sierakowski et al. (2017) von einer erheblichen Zunahme der Brutpaarzahl des Kapsturmvogels in der Admiralty Bay, King George Island, zwischen 1979 und 1997. Dasselbe wurde für Harmony Point, Nelson Island, zwischen 1964 und 1989 bzw. 1995 gezeigt (Silva et al., 1998). Im Gegensatz dazu berichteten Petry et al. (2016) sowohl von einer Brutpaarzunahme als auch vom Verschwinden einiger kleinerer Brutkolonien in der Admiralty Bay zwischen 1979 und 2011. Ferner wurde für Elephant Island ein signifikanter Rückgang von 1.500 BP in der Saison 1987/88 auf ca. 600 BP in der Saison 2013/14 dokumentiert (Petry et al., 2018). Gleichwohl stellen die hier dargestellten Ergebnisse aus der Fildes-Region einen der ersten Belege über eine aktuelle negative Bestandsentwicklung des Kapsturmvogels dar. Folglich sind für einen überregionalen Vergleich der Kapsturmvogelpopulation in der Antarktis weitere Bestandserfassungen aus verschiedenen Brutgebieten notwendig. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die Brutpaarzahl leicht unterschätzt werden kann, da die Brutplätze oftmals kaum erreichbar und schwer einsehbar sind (SCAR, 1992). Daneben ist die Anwesenheit der Altvögel in den Kolonien stark vom Zeitpunkt der Zählung abhängig (SCAR, 1992). Kenntnisse über Bestandstrends des Kapsturmvogels sind von großer Bedeutung, da diese Seevogelart als eine Indikatorart innerhalb des Ecosystem Monitoring Programms (CEMP) der ‚Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources‘ (CCAMLR) geführt wird, um mögliche signifikante Veränderungen kritischer Komponenten des antarktischen Ökosystems aufzuzeigen (CCAMLR, 2014).

Da keine Daten zur überregionalen Populationsentwicklung des Kapsturmvogels in der Antarktis verfügbar sind, lässt sich die negative Bestandsentwicklung dieser Art in der Fildes-Region nicht in einen vergleichenden Kontext stellen (Braun et al., 2020b).

Die hier dargestellten Ergebnisse sind unter dem Titel „Population decline of the cape petrel (*Daption capense*) on King George Island, South Shetland Islands“ in Braun et al. (2021) publiziert.

4.5 Rußalbatros (*Phoebetria palpebrata*)

Das Verbreitungsgebiet des Rußalbatros (*Phoebetria palpebrata*) erstreckt sich zirkumpolar auf verschiedene subantarktische Inseln nahe der antarktischen Konvergenz zwischen 46° und 55° S (Marchant & Higgins, 1990). Der globale Bestand dieser Art wird aktuell mit 19.000 – 24.000 Brutpaare angegeben und aufgrund zusätzlicher Mortalitäten im Bereich der Langleinenfischerei und möglicherweise durch eingeschleppte Prädatoren als ‚Near Threatened‘

eingestuft (BirdLife International, 2021f). Zusätzlich wird der Rußalbatros im Übereinkommen zum Schutz der Albatrosse und Sturmvögel (ACAP) aufgeführt.

Bereits in den 1980er Jahren wurden erste Beobachtungen des auffälligen Synchronfluges (Balzflug) zweier fliegender Rußalbatrosse in der Fildes-Region beschrieben und ein erster Brutverdacht geäußert (Peter et al., 1988). Der Nachweis einer Brut der als philopatrisch (brutortstreu) geltenden Art mit einer Dokumentation von Jungvögeln an diesem deutlich außerhalb des angestammten Verbreitungsgebiets gelegenen Brutplatz am Flat-Top-Felsen an der Westküste der Fildes Peninsula gelang erstmals in der Saison 2008/09 (Lisovski et al., 2009). Nachfolgend wurde noch ein Brutverdacht von je ein bzw. zwei Brutpaaren für die Saisons 2011/12 und 2013/14 geäußert (siehe Tabelle 8 im Anhang B; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a).

Nachdem Sichtungen von Rußalbatrossen in den vergangenen Jahren, mit Ausnahme der Saison 2017/18, jährlich dokumentiert worden waren, wurden auch in den Saisons 2018/19 und 2019/20 mehrfach sowohl einzelne als auch paarweise im Synchronflug fliegende Vögel registriert (siehe Tabelle 8 im Anhang B). Aufgrund der wiederholten Beobachtung von bis zu vier Albatrossen in beiden Saisons, die auf den bekannten, zu diesem Zeitpunkt durch deutliche Kotspuren markierten Brutplätzen am Flat-Top-Felsen saßen, wird eine erneute Brut von jeweils mindestens zwei Paaren vermutet. Jungvögel konnten aufgrund der Entfernung des Brutplatzes vom Beobachtungsort jedoch weder in der Saison 2018/19 noch 2019/20 sicher identifiziert werden. Deshalb bleibt unklar, ob an diesem Brutplatz erfolgreich Jungtiere aufgezogen wurden.

Aufgrund des langen Brutzyklus von bis zu sieben Monaten brüten Rußalbatrosse im Falle einer erfolgreichen Brut jedoch nur in jedem zweiten Jahr (Jouventin & Weimerskirch, 1988). Daher ist anzunehmen, dass es sich bei den aufeinanderfolgenden Bruten entweder um dieselben Brutvögel nach einer fehlgeschlagenen Brut gehandelt hat oder andere Individuen als in der Vorsaison hier brüteten.

4.6 Weißgesichtscheidenschnabel (*Chionis albus*)

In den Saisons 2018/19 und 2019/20 gelangen an einem der bekannten Brutplätze an der Westküste der Fildes Peninsula Beobachtungen von Weißgesichtsscheidenschnäbeln (*Chionis albus*). Aufgrund der Unerreichbarkeit der kleinen Insel wurde von mehrfachen Beobachtungen von ein bis vier bzw. zwei Altvögeln mittels Fernglas über die Brutsaison hinweg auf 2 BP (2018/19) bzw. 1 BP (2019/20) geschlossen, ein direkter Brutnachweis konnte jedoch nicht erbracht werden. Ein weiterer, langjährig genutzter Brutplatz im äußersten Südwesten der Fildes Peninsula erschien dagegen nicht besetzt. Die Zahl der in den 1980er Jahren registrierten Brutpaare lag jedoch etwas höher (Braun et al., 2020b).

Vermutlich stellen die Zügelpinguinkolonien im Südwesten und Nordwesten der Fildes Peninsula (siehe Kap. 4.2.2; Pfeifer et al., 2019) für die im Untersuchungsgebiet brütenden Weißgesichtsscheidenschnäbel die Hauptnahrungsquelle dar, da diese omnivore Art sich größtenteils kleptoparasitisch von geraubter Pinguinnahrung ernährt (del Hoyo et al., 1996). Unterstützt wird dies durch gelegentliche Beobachtungen von nahrungssuchenden Weißgesichtsscheidenschnäbeln in der Pinguinkolonie auf Ardley Island (Braun et al., 2020b).

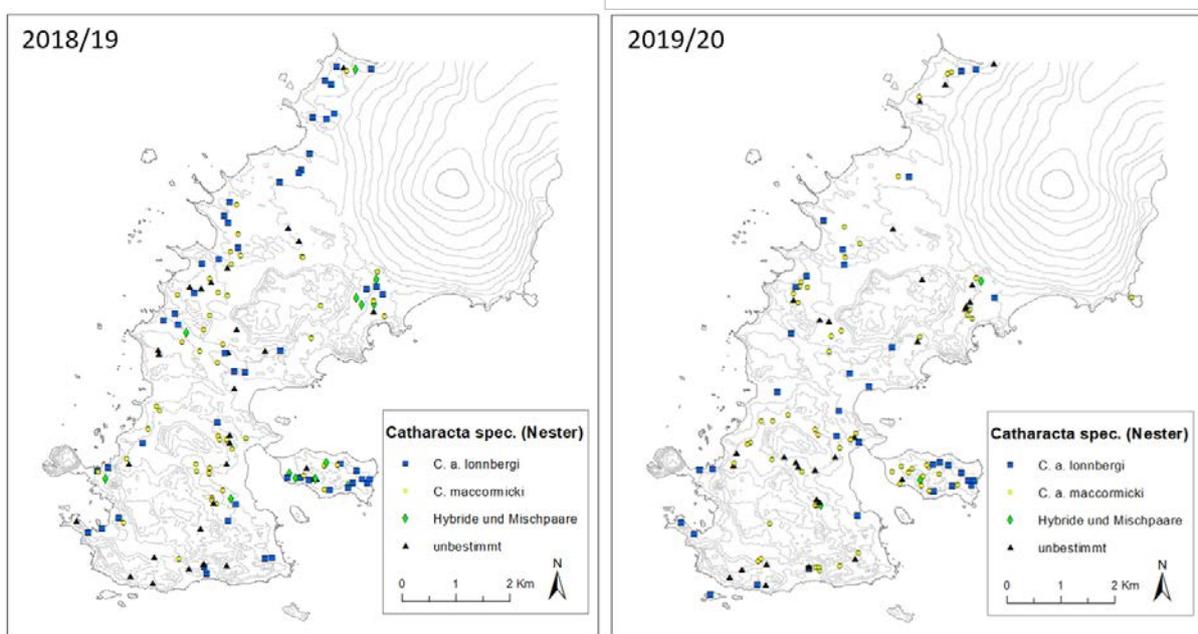
Der globale Bestand dieser in der Südhemisphäre entlang des Scotia-Bogens verbreiteten Art gilt derzeit als stabil (BirdLife International, 2021b).

4.7 Skuas (*Stercorarius spec.*)

Basierend auf dem langjährigen Brutvogelmonitoring liegt inzwischen ein umfangreicher Datensatz über die Brutpaarzahl von Skuas aus insgesamt 32 Jahren vor. Eine Zuordnung des Paartyps der beiden Skuaarten Braune Skua (*Stercorarius antarcticus lonnbergi*) und Südpolarskua (*S. maccormicki*) sowie deren Hybrid- und Mischpaare erfolgte anhand beider artbestimmter Partner. Auf eine exakte Zuordnung des Paartyps wurde jedoch verzichtet. Nachfolgend wird als Paartyp „unbestimmt“ bezeichnet, wenn die Artzugehörigkeit eines Partners nicht bekannt war oder generell auf eine Artbestimmung verzichtet wurde (Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b).

In Abbildung 12 ist die räumliche Verteilung der Skuanester der verschiedenen Paartypen in der Fildes-Region in den Saisons 2018/19 und 2019/20 dargestellt. Hierbei wird die vorwiegend küstennahe Verteilung der Nester der Braunen Skua deutlich. Zusätzlich ist eine größere Konzentration von Brutpaaren dieser Art im Osten Ardley Islands erkennbar, was mit der dortigen Pinguinkolonie in Zusammenhang steht, die als hauptsächliche Nahrungsquelle genutzt wird (Abbildung 12; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Die ebenfalls auf Ardley Island brütenden Südpolarskuas werden aufgrund der Dominanz der Braunen Skuas in deren Nahrungsterritorien von der Ressource Pinguin verdrängt und weichen überwiegend auf marine (pelagische) Nahrung aus (s. u.). In Übereinstimmung damit lassen sich in der Pinguinkolonie überwiegend territoriale Braune Skuas bei der Nahrungsaufnahme, seltener jedoch nicht-territoriale Braune Skuas und kaum Südpolarskuas beobachten.

Abbildung 12: Räumliche Verteilung der Skuanester (*Stercorarius antarcticus lonnbergi*, *S. maccormicki*, Hybrid- und Mischpaare, unbestimmter Paartyp) in der Fildes-Region in den Saisons 2018/19 und 2019/20



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Zahlreiche Beobachtungen und Belege (siehe Kap. 11.4) in den Saisons 2018/19 und 2019/20 dokumentierten erneut ein aktives Füttern von Skuas in allen Stationen der Fildes Peninsula. Diese Praxis stellt ein erhebliches Risiko für eine Einschleppung von Krankheiten in lokale Vogelbestände dar (Kerry et al., 1999) und steht deshalb im Widerspruch zu den rechtlichen Vorgaben des Umweltschutzprotokolls zum Antarktis-Vertrag (USP Annex II und III, siehe auch

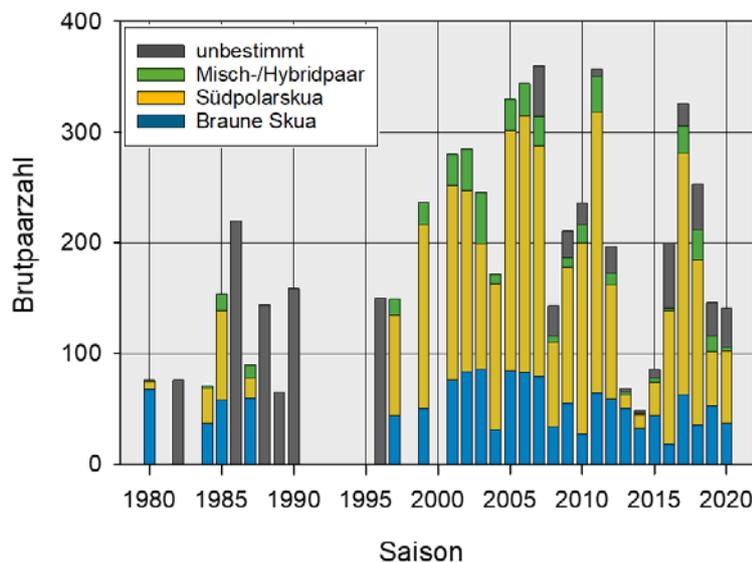
Peter et al., 2008; Braun et al., 2012; Peter et al., 2013; Braun et al., 2014; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b).

Nachdem sich der Gesamtskuabestand in der Fildes-Region nach erheblichen Einbrüchen in den Vorjahren wieder erhöhte (Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b), wurden im Untersuchungszeitraum erneut weniger Skuabrutpaare erfasst (Abbildung 13). Dadurch schwächt sich die Zunahme der Skuas im Langzeittrend deutlich ab (Braun et al., 2020b). So wuchs die Gesamtzahl der in der Fildes-Region brütenden Skuas im Langzeitvergleich um ca. 14 %, wobei das Signifikanzniveau jedoch knapp verfehlt wurde ($R^2 = 0,119$, $p = 0,053$, $n = 32$, Abbildung 13).

Dieser Rückgang betraf vor allem die Zahl der brütenden Südpolarskuas. So wurden mit 49 bzw. 66 BP in den Saisons 2018/19 und 2019/20 deutlich geringere Brutpaarzahlen als im langjährigen Mittel (116 ± 75 BP) erfasst (Abbildung 15). Die Brutpaarzahl der Misch- und Hybridpaare war mit 14 bzw. 3 BP ebenfalls deutlich geringer als in den Vorjahren. Dagegen waren die Änderungen für die Braunen Skuas mit 53 bzw. 37 BP deutlich geringer (langjähriges Mittel 55 ± 20 BP,

Abbildung 15). Die Zahl der Skuapaare unbestimmtes Paartyps lag bei 30 bzw. 35 in den Saisons 2018/19 und 2019/20.

Abbildung 13: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Braunen Skuas (*Stercorarius antarcticus lonnbergi*), Südpolarskuas (*S. maccormicki*) sowie deren Misch- & Hybridpaaren (*S. antarcticus lonnbergi* x *S. maccormicki*) in der Fildes-Region zwischen 1979/80 und 2017/18. Als „unbestimmt“ werden solche Skuapaare klassifiziert, bei denen der Paartyp nicht bestimmt wurde oder die Artzugehörigkeit eines Partners nicht bekannt ist. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.

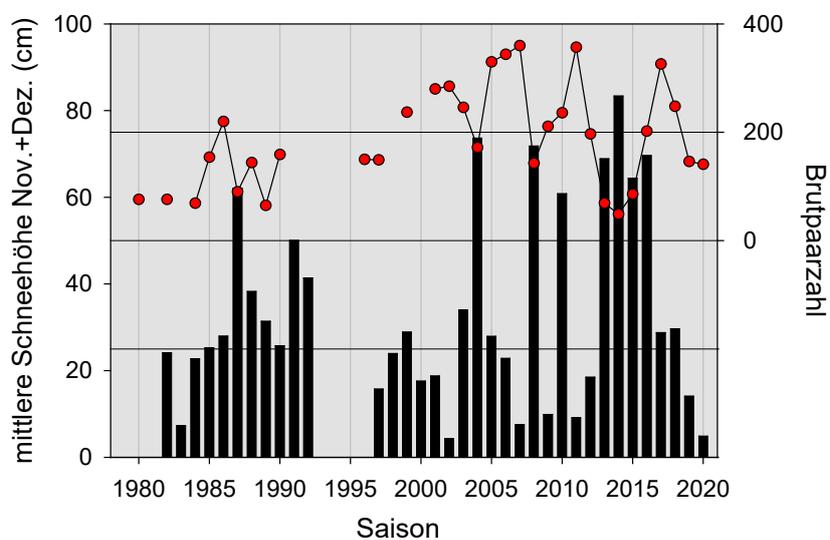


Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Klare Bestandstrends für die beiden Arten Braune Skua und Südpolarskua sowie deren Hybrid- und Mischpaare lassen sich nach wie vor nicht nachweisen (Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b), d. h. die Bestände erwiesen sich trotz teils erheblicher jährlicher Schwankungen langfristig als stabil (Abbildung 15). Ferner entwickelten sich deren Bestände sehr gleichförmig (Pearson-Korr.: $r = 0,414$, $p = 0,036$, $n = 26$). So scheinen für beide Arten, die sich in Gebieten, in denen sie gemeinsam vorkommen, hinsichtlich ihrer Nahrungspräferenzen erheblich unterscheiden (Reinhardt et al., 2000), ähnliche Faktoren entscheidend für den Beginn einer

Brut zu sein. Als besonders relevant werden natürliche Umweltbedingungen – insbesondere die Schneebedeckung zu Beginn der Brutsaison – erachtet. Das bestätigt auch ein Vergleich der Gesamtbrutpaarzahlen der Skuas mit der mittleren Schneehöhe in den Monaten November und Dezember zwischen in den Saisons 1982 bis 2020. Hierbei zeigt eine signifikante negative Korrelation zwischen den beiden Faktoren (Spearman-Korr.: $r = -0,390$, $p = 0,033$, $n = 30$), dass die niedrigsten Brutpaarzahlen in Saisons mit einer hohen Schneebedeckung zu Beginn der Brutperiode zu verzeichnen waren (Abbildung 14). Des Weiteren scheint die Lufttemperatur die Brutpaarzahl von Skuas zu beeinflussen. So war die Gesamtzahl brütender Skuas in der Admiralty Bay höher, wenn die Lufttemperaturen im Sommer des Vorjahres höher waren und wenn Temperaturen im vorherigen Winter und Frühjahr niedriger waren (Petry et al., 2016).

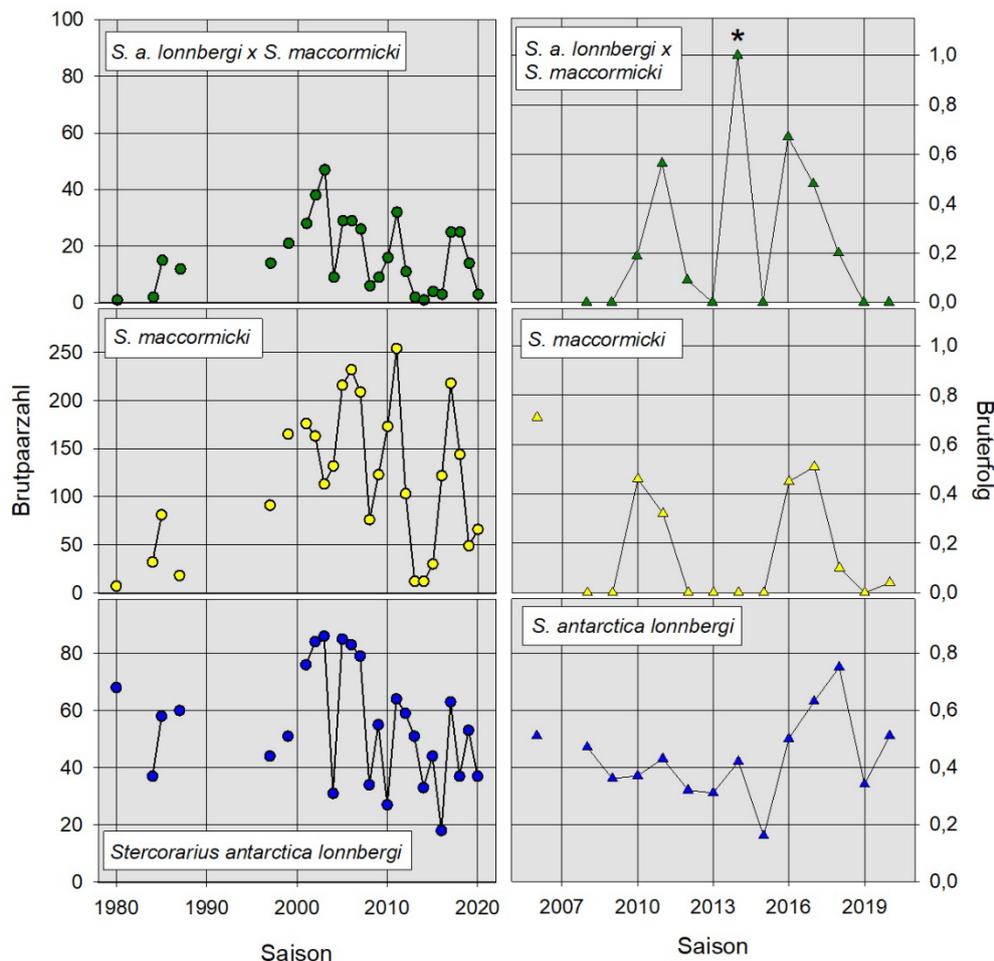
Abbildung 14: Vergleich der Gesamtzahl brütender Skuas in der Fildes-Region mit der mittleren Schneehöhe in den Monaten November und Dezember, gemessen an der Station Bellingshausen, in den Saisons 1982-2020



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Hinsichtlich des Bruterfolgs unterschieden sich Skuas der verschiedenen Paartypen in den Saisons 2018/19 und 2019/20 stark voneinander. So sank der Bruterfolg der Braunen Skua im Vergleich zu den Vorjahren deutlich ab (Braun et al., 2020b), lag jedoch mit 0,34 bzw. 0,51 erfolgreich aufgezogenen Jungvögeln pro Brutpaar in den Saisons 2018/19 und 2019/20 im Bereich des langjährigen Mittels von $0,43 \pm 0,14$ (Abbildung 15). Dagegen zogen Südpolarskuas in der Saison 2018/19 keine Jungtiere erfolgreich auf. Somit konnte nur in sieben von dreizehn Saisons überhaupt flügge Jungvögel dieser Skuaart beobachtet werden. In der Saison 2019/20 wurden mit 0,04 Jungvögeln pro Brutpaar nur ein sehr geringer Bruterfolg der Südpolarskua verzeichnet (langjähriges Mittel: $0,14 \pm 0,21$). Weder Misch- und Hybridpaare noch Paare unbestimmten Typs konnten in einer der beiden untersuchten Saisons erfolgreich Junge aufziehen (Abbildung 15). Im Langzeitvergleich zeigte keine der beiden Skuaarten trotz erheblicher jährlicher Schwankungen einen zeitlichen Trend (Braune Skua: $R^2 = 0,120 \pm 0,246$, $n = 13$, Südpolarskua: $R^2 < 0,001$, $p = 0,928$, $n = 13$). Anhand der nachgewiesenen signifikanten negativen Korrelation des Bruterfolgs beider Arten (Spearman-Korr.: $r = -0,657$, $p = 0,013$, $n = 13$) lässt sich belegen, dass für Braune Skuas und Südpolarskuas unterschiedliche bzw. sogar gegenläufige Einflußfaktoren für eine erfolgreiche Jungenaufzucht wesentlich sind (Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b).

Abbildung 15: Entwicklung der Brutpaarzahl und des Bruterfolgs von Braunen Skuas (*Stercorarius antarcticus lonnbergi*), Südpolarskuas (*S. maccormicki*) sowie deren Misch- und Hybridpaaren (*S. antarcticus lonnbergi* x *S. maccormicki*) in der Fildes-Region zwischen 1979/80 bzw. 2007/08 und 2017/18. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor (* Wert basiert nur auf einem Brutpaar). Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der X- und Y-Achsen.



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Anhand der aktuellen Daten lassen sich die in Braun et al. (2017a; 2020b) getroffenen Aussagen für den Skuabestand in der Fildes-Region weitgehend bestätigen. Jedoch lässt sich der vormals beschriebene positive Bestandstrend der Südpolarskua seit den 1980er Jahren aufgrund der wiederholt niedrigen Brutpaarzahlen inzwischen nicht mehr erkennen. Diese Art verzeichnete in der Vergangenheit in der Antarktis ein deutliches Populationswachstum, das sowohl im Bereich der South Shetland Islands (Costa & Alves, 2008; Carneiro et al., 2010; Krietsch et al., 2016), der Antarktischen Halbinsel (z. B. Phillips et al., 2019) als auch in der Ostantarktis (Micol & Jouventin, 2001; Woehler et al., 2001) nachgewiesen wurde. Die starken Bestandseinbrüche und wiederholten Brutaufschläge der Südpolarskuas in der Fildes-Region wurden jedoch ebenfalls in anderen Brutgebieten beobachtet, z. B. auf der benachbarten Potter Peninsula, KGI (Krietsch et al., 2016; Graña Grilli et al., 2018).

Die Ursache für die unterschiedliche Bestandsentwicklung der Skuas liegt in der abweichenden Reaktion auf vorherrschende Umweltbedingungen. So konnten Hahn et al. (2007) zeigen, dass

Braune Skuas und Südpolar skuas sich in Gebieten, in denen sie sympatrisch brüten, in ihrer Sensibilität gegenüber bestimmten ozeanografischen und klimatischen Bedingungen unterscheiden. Insbesondere Unterschiede in der Nahrungspräferenz scheinen in einer divergierenden Bestandsentwicklung zu resultieren (Hamer et al., 1991; Phillips et al., 1996; Reinhardt, 1997; Hahn et al., 2008; Krietsch et al., 2016). So nutzen Braune Skuas vornehmlich stabilere Nahrungsquellen wie Kolonien von Pinguinen und anderer Seevögel (Hahn & Peter, 2003; Hahn & Bauer, 2008; Krietsch et al., 2016). Braune Skuas ohne Nahrungsterritorium oder Elterntiere gegen Ende der Brutzeit weichen auf marine Nahrung und damit auf eine stark variable Nahrungsquelle aus (z. B. Reinhardt, 1997; Reinhardt et al., 2000; Hahn & Bauer, 2008; Carneiro et al., 2015). Dagegen sind die sich überwiegend pelagisch ernährenden Südpolar skuas stark abhängig von der Verfügbarkeit mariner Nahrung, was sich auch in starken Schwankungen der Brutpaarzahl und des Bruterfolgs dieser Art widerspiegelt (Hamer et al., 1991; Phillips et al., 1996; Reinhardt, 1997; Hahn et al., 2008; Montalti et al., 2009; Krietsch et al., 2016). Dennoch belegen Isotopenanalysen eine Überlappung der trophischen Nischen von Braunen und Südpolar skuas und damit eine potentielle Nahrungskonkurrenz zwischen beiden Arten (Gal et al., 2021).

Skuas können auf eine schlechtere körperliche Verfassung infolge einer verringerten Nahrungsverfügbarkeit mit dem Aussetzen der Brut in dieser Saison reagieren (Ainley et al., 1990b). Im günstigeren Fall führt dies lediglich zu einer Reduktion des Bruterfolgs im betreffenden Jahr (Hamer et al., 1991; Phillips et al., 1996; Reinhardt, 1997; Graña Grilli, 2014; Krietsch et al., 2016; Graña Grilli et al., 2018). Im Extremfall kann dies zu völligen Brutverlusten eines ganzen Gebietes führen, was in den vergangenen Jahren mehrfach in der Fildes-Region beobachtet wurde (Krietsch et al., 2016; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b).

Der Einfluss lokaler klimatischer Bedingungen scheint nur von begrenzter Bedeutung zu sein, ist indes für die Nachkommen der Südpolar skuas größer als für Braune Skuas (Hahn et al., 2007). Dennoch konnte in der vorliegenden Studie ein signifikanter negativer Zusammenhang der Schneehöhe mit der Gesamtzahl brütender Skuas gezeigt werden. Weiterhin kann Prädation von Gelegen und Jungvögeln erheblich zu einer Verringerung des Bruterfolgs beider Arten führen (Hamer et al., 1991; Phillips et al., 1998; Reinhardt et al., 2000; Graña Grilli, 2014; Krietsch et al., 2016; Braun et al., 2017a). So führen verlängerte Nahrungsflüge, verursacht durch eine verringerte Nahrungsverfügbarkeit zu einem erhöhten Prädationsrisiko für die Jungvögel am Nest (Krietsch et al., 2016). Vermutlich spielt Prädation daher eine wesentliche Rolle für eine erfolgreiche Reproduktion von Skuas in Gebieten mit einer derart hohen Dichte an Skuaterritorien bzw. -brutplätzen wie der Fildes-Region.

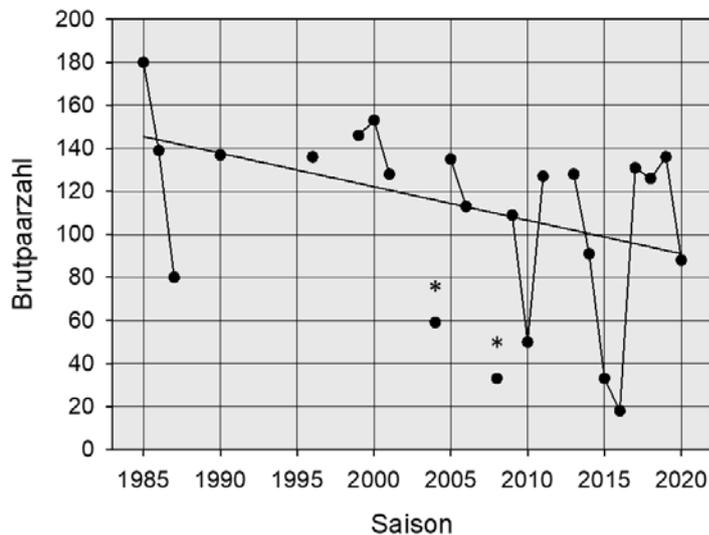
4.8 Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*)

Die Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) ist ein weit verbreiteter Brutvogel der Südhemisphäre. Ihr Bestand wird aktuell mit 3,3 bis 4,3 Millionen Individuen angegeben – mit steigender Tendenz (BirdLife International, 2021c).

In der Fildes-Region wurden in den Saisons 2018/19 und 2019/20 insgesamt 136 BP bzw. 88 BP der Dominikanermöwe erfasst. Somit schwankte der Bestand dieser Art im untersuchten Zeitraum verhältnismäßig stark (Abbildung 16). Von den 160 seit 2003/04 bekannten Brutplätzen waren insgesamt 42 bzw. 35 besetzt. Dabei umfassten die größten Kolonien 15 bzw. 20 BP (Abbildung 17). Im Langzeitvergleich des mittlerweile 21 Jahre umfassenden Datensatzes lässt sich somit weiterhin ein abnehmender Trend des Bestands der Dominikanermöwe erkennen (lin. Regr.: $R^2 = 0,196$, $p = 0,045$, $n = 21$, siehe auch Braun et al., 2020b). Hierfür sind

vor allem die höheren Brutpaarzahlen in den 1980er und 1990er Jahren verantwortlich. Zwischen den Saisons 2000/01 und 2019/20 blieb der Bestand jedoch stabil (lin. Regr.: $R^2 = 0,048$, $p = 0,454$, $n = 14$).

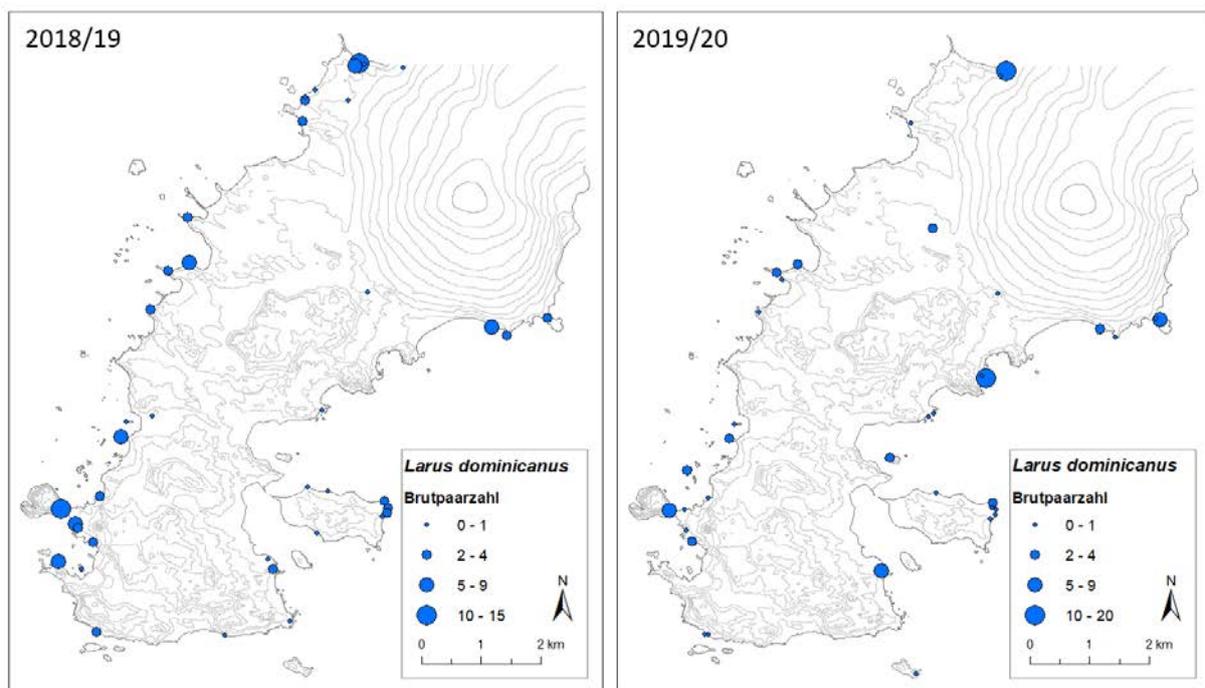
Abbildung 16: Entwicklung der Brutpaarzahl der Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) in der Fildes-Region seit den 1980er Jahren (* unvollständige Erfassung)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Obwohl die überwiegende Mehrzahl der Dominikanermöwen auf Felsvorsprüngen entlang der Küste brütete, wurden dennoch erneut mehrere küstenferne Brutten registriert (Abbildung 17; Peter et al., 1988; Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b).

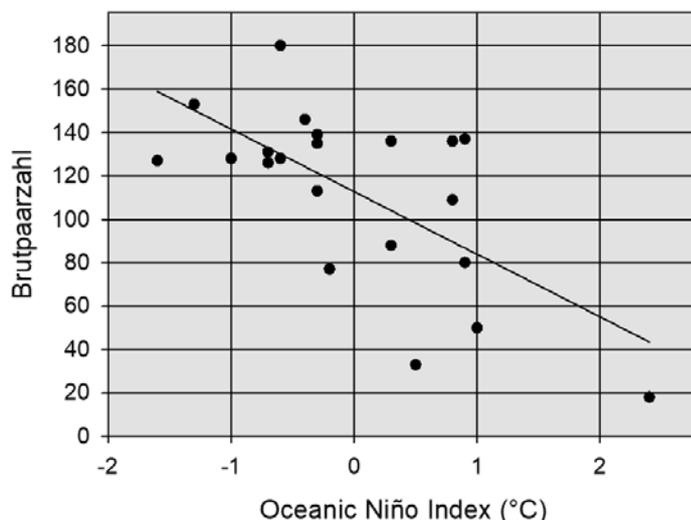
Abbildung 17: Lage und Größe der Brutkolonien der Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) in den Saisons 2018/19 und 2019/20



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

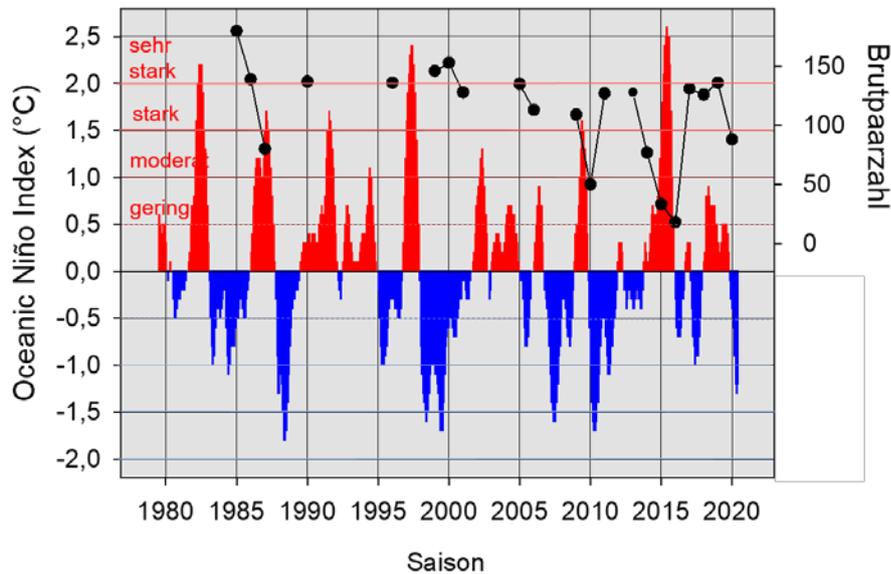
Nach wie vor liegen zur Bestandsentwicklung der Dominikanermöwe in der Antarktis nur wenige veröffentlichte Studien vor. Für das Gebiet der South Shetland Islands wurde zumeist ein stabiler bzw. zunehmender Bestand dokumentiert, so z. B. für die Byers Peninsula, Livingston Island (Gil-Delgado et al., 2013), Stinker Point, Elephant Island (Petry et al., 2018) oder die Admiralty Bay (Sander et al., 2006) bzw. einzelne Bereiche dieser Bucht (Branco et al., 2009). Ein von Petersen et al. (2011) vermuteter Zusammenhang der Brutpaarzahl mit dem zyklisch auftretenden atmosphärisch-ozeanischen Phänomen ‚El Niño-Southern Oscillation‘ (ENSO), konnte in einer nachfolgenden, jedoch nur auf wenigen Zählenden basierenden Studie nicht bestätigt werden (Petry et al., 2016). Für die Fildes-Region lässt sich ein solcher Einfluss jedoch belegen (Braun et al., 2020b). So zeigt die Brutpaarzahl der Dominikanermöwen in diesem Gebiet einen signifikanten negativen Zusammenhang mit dem ‚Oceanic Niño Index‘ (ONI), gemittelt für die Monate September, Oktober und November (Abbildung 18, Spearman-Korr.: $r = -0,48$, $p = 0,03$, $n = 21$; Abbildung 18). Demnach wurden in den Jahren mit moderatem bis sehr starkem ONI deutlich verringerte Brutpaarzahlen erfasst (Saisons 1986/87, 2009/10, 2014/15, 2015/16), während in La-Niña-Jahren verhältnismäßig viele Möwen im Gebiet brüteten (Saisons 1984/85, 1998/99, 1999/2000, 2010/11, 2012/13; Abbildung 19). Im Gegensatz dazu vermuteten Petry et al. (2016) einen Zusammenhang einer starken Abnahme der Brutpaarzahl mit niedrigen Temperaturen in der Brutsaison, einer dadurch bedingten hohen Schneebedeckung und einer verringerten Nahrungsverfügbarkeit. Wenngleich die niedrigsten Brutpaarzahlen der Dominikanermöwe in der Fildes-Region ebenfalls jeweils mit einem schneereichen Frühjahr zusammenfielen, ließ sich im Langzeitvergleich kein direkter statistischer Zusammenhang mit der mittleren Frühjahrstemperatur (September, Oktober, November, Spearman-Korr. $r = 0,335$, $p = 0,135$, $n = 21$) nachweisen. Dagegen deutet sich ein negativer Zusammenhang der Brutpaarzahl mit der Schneebedeckung im Frühjahr (Oktober, November) an, wenngleich das Signifikanzniveau verfehlt wurde (Spearman-Korr.: $r = -0,390$, $p = 0,097$, $n = 19$).

Abbildung 18: Zusammenhang des Oceanic-Niño-Index und der Brutpaarzahlen der Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) in der Fildes-Region (Quelle ONI: http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php, Zugriff am 11.03.2021)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Abbildung 19: Verhältnis des Oceanic-Niño-Index (ONI) und der Brutpaarzahlen der Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) in der Fildes-Region (Quelle ONI: http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php, Zugriff am 12.03.2021); ein El-Niño-Event ist definiert als eine ONI-Anomalie $\geq +0,5$ °C über 5 aufeinanderfolgende 3 Monatsperioden (rot - El-Niño, blau - La-Niña)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

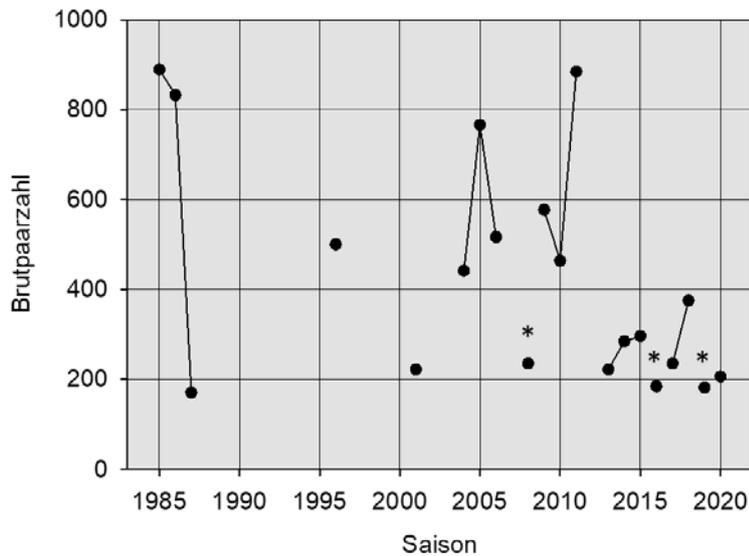
Trotz des gezeigten Zusammenhangs der Brutpaarzahl der Dominikanermöwe mit dem El-Niño-Phänomen ist die genaue Ursache für die erheblichen Schwankungen und den abnehmenden Langzeittrend der Dominikanermöwe in der Fildes-Region bislang nicht bekannt. So stellen im Bereich der South Shetland Islands Napfschnecken der Art *Nacella concinna* während der Brutzeit der Möwen die bevorzugte Nahrungsquelle dar (Favero et al., 1997; Favero & Silva, 1998). Da diese in der Gezeitenzone der Fildes-Region in großen Abundanzen auftreten, werden weitere Umweltfaktoren als ausschlaggebend für die Bestandsentwicklung der Dominikanermöwe in der Fildes-Region vermutet (Braun et al., 2020b).

4.9 Antarktiseeschwalbe (*Sterna vittata*)

Trotz methodischer Probleme bei der Erfassung brütender Antarktiseeschwalben (*Sterna vittata*), die aufgrund ihrer hohen Störanfälligkeit dazu neigen, ihre Brutplätze zu verlagern oder aufzugeben (Weidinger & Pavel, 2013), kann ein Langzeitmonitoring wertvolle Hinweise auf die generelle Entwicklung des Bestands dieser Art in einem Gebiet liefern. In der Saison 2018/19 konnte die Erfassung der Antarktiseeschwalbe in der Fildes-Region aufgrund einer geringeren personellen Kapazität nicht flächendeckend durchgeführt werden. So wurden insgesamt 121 BP erfasst, die überwiegend auf größere Kolonien mit mehr als fünf Brutpaaren entfallen. In der Saison 2019/20 wurden insgesamt 206 Brutpaare an 47 Brutplätzen registriert. Somit lag der Bestand der Antarktiseeschwalbe in den beiden untersuchten Brutsaisons deutlich unterhalb des langjährigen Mittels von 463 ± 249 BP. Die räumliche Verbreitung aller kartierten Brutplätze der Saisons 2018/19 und 2019/20 ist in Abbildung 21 dargestellt. Nach wie vor findet sich die Mehrzahl der Brutplätze der Antarktiseeschwalbe in ebenen Bereichen entlang von Flusstälern, der Küste oder auf Plateaus (Braun et al., 2020b).

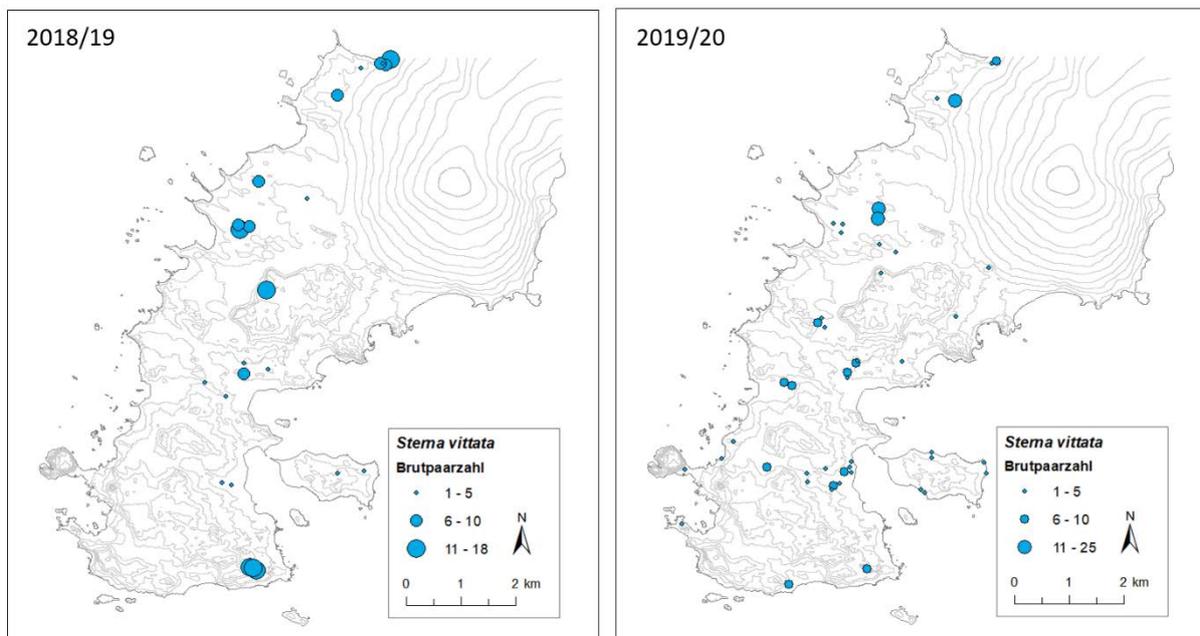
Im Langzeitvergleich seit Beginn der Erfassung in der Saison 1984/85 deutet sich trotz erheblicher Bestandschwankungen ein abnehmender Trend ab (lin. Regr. $R^2 = 0,19$, $p = 0,08$, $n = 17$; Abbildung 20). Berücksichtigt man die Brutpaarzahlen zwischen den Saisons 2000/01 und 2019/20 lässt sich ein signifikanter negativer Trend erkennen (lin. Regr. $R^2 = 0,396$, $p = 0,028$, $n = 12$).

Abbildung 20: Entwicklung der Brutpaarzahl der Brutkolonien der Antarktiseeschwalbe (*Sterna vittata*) in der Fildes-Region seit 1985 (* unvollständige Erfassung)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Abbildung 21: Lage und Größe der Brutkolonien der Antarktiseeschwalbe (*Sterna vittata*) in der Fildes-Region in den Saisons 2018/19 (unvollständige Kartierung) und 2019/20



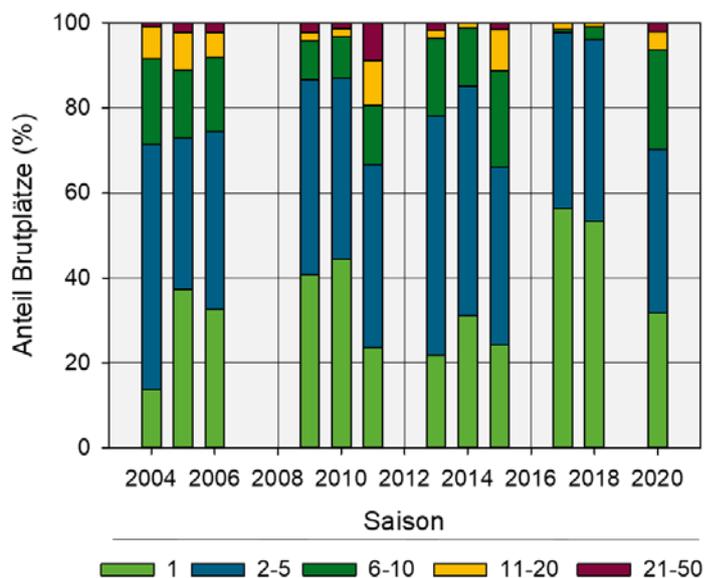
Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Die langjährige mittlere Brutpaardichte beläuft sich auf 13,4 BP/km² und liegt damit unterhalb verschiedener publizierter Werte für Gebiete an der Antarktischen Halbinsel (Jablonski, 1995;

Gil-Delgado et al., 2013; Weidinger & Pavel, 2013). Als Ursache hierfür wird die spezifische Topographie der Fildes Peninsula mit zahlreichen höher gelegenen Bereichen vermutet. Aufgrund der langjährigen Kartierungen wird deutlich, dass solche Gebiete kaum als Brutplätze genutzt werden (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b).

Der Anteil an Brutplätzen mit mehr als einem Brutpaar stieg in der Saison 2019/20 im Vergleich zu den Vorjahren leicht an, sodass der Anteil der Koloniebrüter den der Einzelbrüter erneut überstieg (Abbildung 22). Im Langzeitvergleich der Saisons 2003/04 bis 2019/20 schwankt der Anteil der verschiedenen Größenklassen erheblich (Abbildung 22). Im langjährigen Mittel machen Koloniebrüter knapp zwei Drittel der kartierten Brutvögel aus. Die mittlere Brutpaarzahl pro Brutplatz beläuft sich auf $4,1 \pm 1,6$ BP. Der Anteil an Einzelbrütern ist somit im Vergleich zu anderen Brutgebieten ungewöhnlich hoch (Higgins & Davies, 1996). Eine Ursache hierfür ist nicht bekannt.

Abbildung 22: Anteile der verschiedenen Größenklassen der Brutplätze von Antarktisseeschwalben (*Sterna vittata*) in der Fildes-Region zwischen 2003/04 und 2019/20 (nur vollständige Erfassungen verwendet)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Bislang liegen nur wenige veröffentlichte Langzeitdaten zum Bestand der Antarktisseeschwalbe vor. Hierbei sind sowohl wachsende, stabile als auch abnehmende Bestände dokumentiert (Tree & Klages, 2004; Sander et al., 2006; Gil-Delgado et al., 2013; Sierakowski et al., 2017). Daher lassen sich keine eindeutigen Aussagen über die überregionale Populationsentwicklung dieser Art treffen (BirdLife International, 2021g). Ältere Schätzungen gaben für die Antarktische Halbinsel und angrenzende Inseln ca. 1.500 Brutpaare sowie ca. 35.000 BP für die South Shetland Islands (Higgins & Davies, 1996).

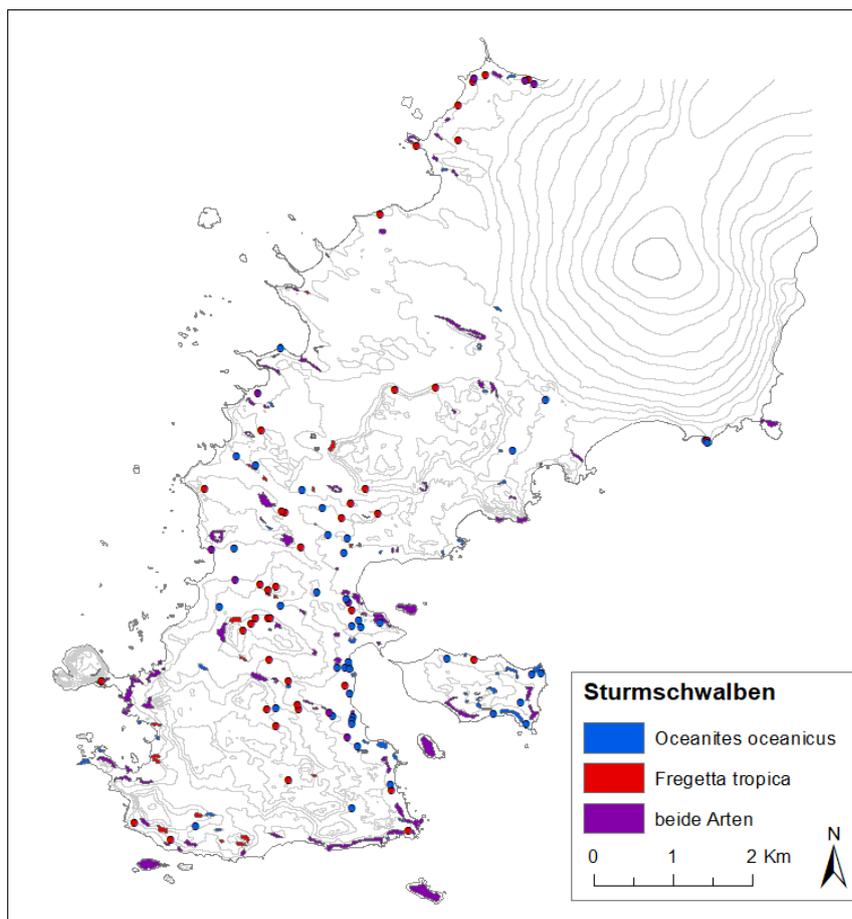
4.10 Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*) und Schwarzbauchmeerläufer (*Fregetta tropica*)

Nachdem durch vorangegangene Kartierungen bereits umfassende Informationen zur Verbreitung der Sturmschwalbenarten Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*) und Schwarzbauchmeerläufer (*Fregetta tropica*) in der Fildes-Region erfasst wurden (Peter et al.,

2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2020b), konnte der vorhandene Datensatz im Untersuchungszeitraum lediglich um einen zusätzlichen Brutplatz ergänzt werden. Der neue Brutplatz wurde basierend auf tagsüber an einer Bruthöhle registrierten Rufen einer Buntfußsturmschwalbe erfasst. Wie bereits in Braun et al. (2020b) beschrieben, wird der Brutbestand beider Sturmschwalbenarten im Untersuchungsgebiet anhand früherer Kartierungsergebnisse auf 3.500 bis 5.000 BP der Buntfußsturmschwalbe bzw. 500 bis 1.000 BP des Schwarzbauchmeerläufers geschätzt. Dabei brüten beide Arten am häufigsten sympatrisch in kleineren Kolonien mit weniger als zehn Brutpaaren (Braun et al., 2020b). Größere Kolonien mit bis zu 100 BP je Art wurden wesentlich seltener erfasst (Braun et al., 2020b). Nur an fünf Standorten – drei davon auf Ardley Island – wurde eine geschätzte Koloniegröße von mehr als 100 BP registriert. Dabei handelte es sich ausschließlich um Brutplätze der Buntfußsturmschwalbe.

Da Sturmschwalben als ausgesprochen brutortstreu bzw. philopatrisch gelten (Marchant & Higgins, 1990; Warham, 1990), liegen inzwischen weitgehend vollständige Informationen zur räumlichen Verbreitung beider Sturmschwalbenarten im Untersuchungsgebiet vor (Abbildung 23). Aufgrund der Lebensweise dieser Vögel als Höhlenbrüter, die nachts an ihre Brutplätze zurückkehren, gelten sie als schwer erfassbar. Daher gibt es nur sehr wenige publizierte Kartierungsergebnisse, und der vorliegende Datensatz stellt hierbei eine Ausnahme dar.

Abbildung 23: Verteilung der Brutgebiete von Buntfußsturmschwalben (*Oceanites oceanicus*) und Schwarzbauchmeerläufern (*Fregetta tropica*) in der Fildes-Region; Daten aus den Saisons 2003/04 – 2005/06, 2008/09 – 2009/10 und 2015/16 – 2019/20



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

4.11 Blauaugenscharbe (*Leucocarbo (atriceps) bransfieldensis*)

Als südlichster Vertreter der Kormorane gilt die Blauaugenscharbe (*Leucocarbo (atriceps) bransfieldensis*) in der Fildes-Region als potentieller Brutvogel. Obwohl sie zwar im Gebiet gelegentlich zu beobachten ist, gelang jedoch seit den 1980er Jahren kein Brutnachweis mehr (Braun et al., 2020b). Nachdem in der Saison 2015/16 ein Nestbau durch diese Art am nördlichen Rand der Pinguinkolonie auf Ardley Island registriert wurde (Braun et al., 2020b), konnte in der Saison 2018/19 erneut an diesem Standort mehrere Altvögel – wenn auch ohne Anzeichen für eine Brut – beobachtet werden. In der Saison 2019/20 konnten dann am 11.12. 2019 erstmals nicht nur ein Nestbau, sondern auch ein Brutpaar auf dem Nest registriert werden. Ob eine Eiablage erfolgte, konnte jedoch nicht überprüft werden. Im Januar 2020 wurde dieses Nest verlassen vorgefunden. In der Saison 2020/21 hielten sich erneut Blauaugenscharben an diesem Ort auf, ein Nestbau wurde jedoch nicht beobachtet (pers. Mittg. A. L. Machado).

Die nächstgelegenen Bestände brütender Blauaugenscharben befinden sich am Low Rock, einem der Potter Peninsula vorgelagerten Felsen (Peter et al., 1988; Aguirre, 1995; Casaux & Barrera-Oro, 2006) sowie auf Duthoit Point, Nelson Island (Casaux & Barrera-Oro, 2006; Braun et al., 2017a). Informationen zur Bestandsentwicklung wurden bereits verschiedenfach dargelegt (siehe Kap. 5.6; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Daneben konnten in der Saison 2016/17 mit Hilfe von drohnengestützten Luftbildern vier Brutkolonien der Blauaugenscharbe an der an der felsigen Nordwestküste von Nelson Island und der Südwestküste von King George Island nachgewiesen werden (Pfeifer et al., 2021). Erstmals seit den 1980er Jahren konnten so die Brutpaarzahlen in diesen Kolonien wieder ermittelt werden. Dabei wurde eine deutliche Bestandszunahme in diesem Gebiet ersichtlich (Pfeifer et al., 2021). In der Antarktis wurden bislang nur wenige derartige drohnengestützte Bestandserfassungen der Blauaugenscharbe durchgeführt, so für Turret Point, King George Island, sowie Harmony Point, Nelson Island (Korczak-Abshire et al., 2019; Oosthuizen et al., 2020). Pfeifer et al. (2021) betonen, dass die Brutplätze an der Nordwestküste von Nelson Island und der Südwestküste von King George sowie am Harmony Point zusammen mehr als 1 % des Bestands der Blauaugenscharbe in der Antarktis umfassen (Schrimpf et al., 2018) und somit die Voraussetzung für eine Klassifikation als ‚Important Bird Area‘ erfüllen (Harris & Woehler, 2004).

Der globale Populationstrend dieser Art, deren aktuellen Bestand auf über 11.000 Brutpaare geschätzt wird (Schrimpf et al., 2018; Phillips et al., 2019), ist sehr uneinheitlich (BirdLife International, 2021d). So stehen Bestandsrückgänge in verschiedenen Kolonien einer Stabilisierung oder einem Wachstum der Bestände in anderen Kolonien gegenüber (Lynch et al., 2008; Chesalin et al., 2009; Casanovas et al., 2015b; Casaux & Barrera-Oro, 2016; Schrimpf et al., 2018; Phillips et al., 2019; siehe auch Kap. 5.6).

Aktuelle genetische Untersuchungen betonen die Bedeutung der zahlreichen Kormoranarten des Südpolarmeers in ihrer schnellen Reaktion auf zurückgehendes Meereis (Rawlence et al., preprint). So ist bereits eine Nord-Süd-Verschiebung des Verbreitungsgebietes der Blauaugenscharbe erkennbar, einen Gradienten der Umweltveränderungen entlang der WAP widerspiegelnd (Casanovas et al., 2015b; Schrimpf et al., 2018).

4.12 Irrgäste und Durchzügler

Im Rahmen des Langzeitmonitorings wurde in der Fildes-Region eine Vielzahl an Irrgästen und Durchzüglern beobachtet. Sämtliche Beobachtungen dieser Arten sind in Tabelle 9 bis Tabelle

15 im Anhang C aufgeführt. Eine ausführliche Beschreibung aller bisher erfassten Vogelarten sowie deren Verbreitung findet sich in Braun et al. (2020b).

In den Saisons 2018/19 und 2019/20 wurden erneut zahlreiche Irrgäste und Durchzügler erfasst (Abbildung 27). So konnten während der Saisons 2018/19 und 2019/20 erneut mehrfach **Kaiserpinguine** (*Aptenodytes forsteri*) beobachtet werden (siehe Tabelle 9 im Anhang C). Hinzu kommen Beobachtungen eines Kaiserpinguins jeweils im Mai der Jahre 2018 und 2019 (pers. Mittg. A. Loginov, A. Filippov). Bemerkenswert ist eine Beobachtung eines adulten, ausgefärbten Kaiserpinguins am 16.12.2019 in der uruguayischen Station Artigas (pers. Mittg. A. L. Machado), da es sich bei der überwiegenden Zahl aller in der Fildes-Region beobachteten Kaiserpinguine um immature Tiere handelte. Seit Beginn der Langzeiterfassung in der Saison 1979/80 wurden insgesamt 53 Beobachtungen von Kaiserpinguinen dokumentiert. Die Mehrzahl der Beobachtungen stammt aus den Südsommermonaten und hierbei insbesondere aus dem Monat Januar (siehe Tabelle 9 im Anhang C). Inwieweit dies eine generelle Verbreitung der wandernden Tiere darstellt oder aber eine unterschiedliche Beobachtungsintensivität widerspiegelt, ist nicht bekannt.

Abbildung 24: Immature Kaiserpinguine (*Aptenodytes forsteri*), beobachtet im Bereich der russischen Station Bellingshausen



Foto: C. Braun, 17.01.2019

Weiterhin wurde am 21.02.2019 in der Pinguin-Kolonie auf Ardley Island ein mausernder **Goldschopfpinguin** (*Eudyptes chrysolophus*) registriert (Abbildung 25). Für die Saison 2020/21 wurde von Beobachtungen von jeweils einem Goldschopfpinguin am 15.01.2021 an der Nordwestküste der Fildes Peninsula sowie am 03.02.2021 auf Ardley Island berichtet (pers. Mittg. A. L. Machado, siehe Tabelle 11 im Anhang C).

Abbildung 25: Mausernder Goldschopfpinguin (*Eudyptes chrysolophus*) innerhalb der Pinguinkolonie auf Ardley Island



Foto: M. Senf, 21.02.2019

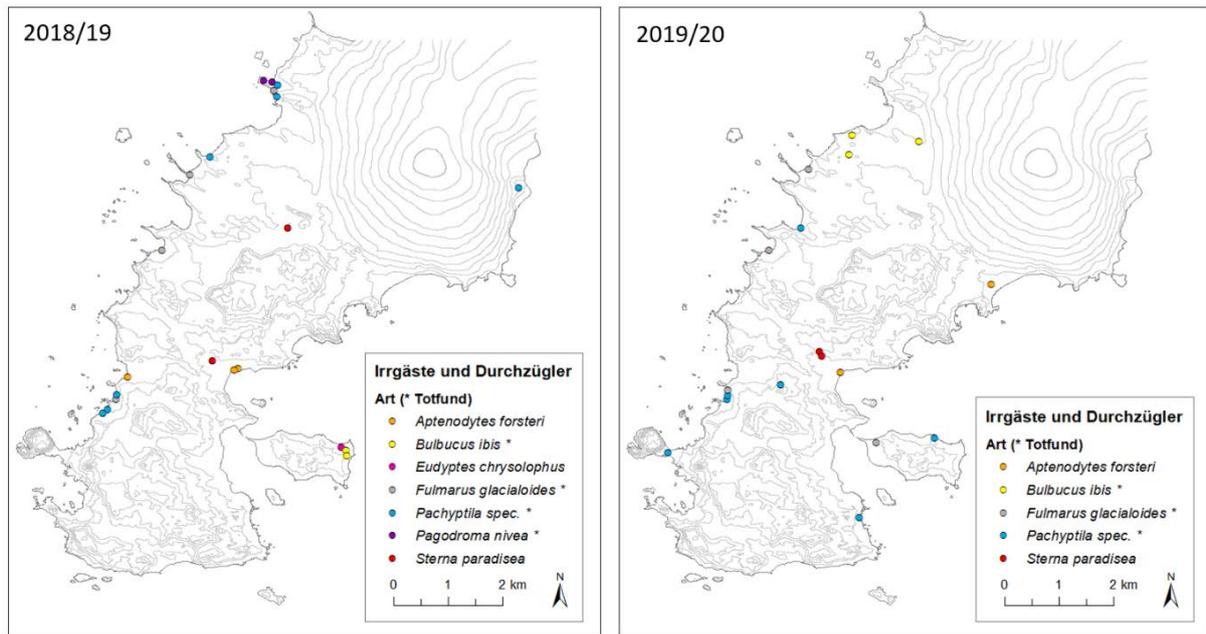
Ferner gelangen am 18.12.2018 und 03.01.2018 Beobachtungen von 150 bzw. 20 Küstenseeschwalben (Abbildung 26). Daneben wurden am 21.12.2019 zwei Individuen sowie am 25.01.2020 ein Individuum der **Küstenseeschwalbe** (*Sterna paradisica*) innerhalb einer Kolonie von Antarktisseeschwalben fliegend beobachtet (siehe Tabelle 13 im Anhang C).

Abbildung 26: Schwarm von Küstenseeschwalben (*Sterna paradisica*) auf der Fildes Peninsula



Foto: H.-U. Peter, 18.12.2018

Abbildung 27: Beobachtungen und Totfunde von Irrgästen und Durchzüglern in der Fildes-Region in den Saisons 2018/19 und 2019/20



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Weiterhin wurden in den Saisons 2018/19 und 2019/20 zahlreiche Totfunde (bzw. Teile davon), insbesondere **Kuhreihher** (*Bulbucus ibis*, siehe Tabelle 14 im Anhang C) sowie **Schnee-** (*Pagodroma nivea*), **Silber-** (*Fulmarus glacialisoides*) und **Entensturmvogel** (*Pachyptila spec.*) dokumentiert (Abbildung 27). Neue, bislang noch nicht in der Fildes-Region dokumentierte Arten konnten nicht beobachtet werden. Somit ergeben sich im Vergleich zu Braun et al. (2020b) für die Fildes-Region keine wesentlichen neuen Erkenntnisse.

In den Saisons 2018/19 und 2019/20 wurden im Gegensatz zu den Vorjahren keine **Königspinguine** (*Aptenodytes patagonicus*) in der Fildes-Region registriert (siehe Tabelle 10 im Anhang C) Mehrere aktuelle Studien weisen jedoch auf eine deutliche regionale Zunahme von Beobachtungen dieser subantarktischen Art im Bereich der South Shetland Islands hin (Gryz et al., 2019; Borowicz et al., 2020). Daneben wurden Brutversuche beispielsweise für Elephant Island (Stinker Point) und für King George Island (Potter Peninsula, Lions Rump) belegt (Petry et al., 2013; Juárez et al., 2014; Gryz et al., 2019; Borowicz et al., 2020). Eine erfolgreiche Jungenaufzucht von Königspinguinen konnte für die Antarktis bislang noch nicht nachgewiesen werden (Juárez et al., 2017; Gryz et al., 2019; Borowicz et al., 2020). Die wiederholten Brutversuche von Königspinguinen werden vielfach als eine beginnende Ausdehnung des Verbreitungsgebiets infolge der aktuellen Klimaveränderungen interpretiert (Petry et al., 2013; Juárez et al., 2014; Juárez et al., 2017; Gryz et al., 2019; Borowicz et al., 2020). Für die Fildes-Region liegen derzeit keinerlei Hinweise auf eine derartige potentielle Besiedlung durch Königspinguine vor, sodass diese Art hier weiterhin als gelegentlich auftretender Irrgast gilt (Braun et al., 2020b).

Seit der Saison 2017/18 wurden in der Fildes-Region keine Beobachtungen des **Weißbürzelstrandläufers** (*Calidris fuscicollis*) mehr registriert (siehe Tabelle 15 im Anhang C; Braun et al., 2020b). Inzwischen liegt jedoch für diese Art der erste Nachweis einer Beobachtung vom antarktischen Kontinent aus der Hope Bay an der Nordspitze der Antarktischen Halbinsel auf 63° südlicher Breite vor (Silvestro et al., 2021).

4.13 Monitoring der Robben auf der Fildes Peninsula und Ardley Island

Die Methodik der Robben an der Küste der Fildes-Region und Ardley Islands wurde in den Saisons 2018/19 und 2019/20 gemäß der in Peter et al. (2008) beschriebenen Methodik fortgesetzt. Die Einteilung der Buchten erfolgte hierbei nach Peter et al. (2008, S. 45). Die Ergebnisse der monatlichen (Dezember, Januar, Februar), buchtgenauen Robbenzählungen sind in Tabelle 3 aufgeführt. Inzwischen umfasst der Datensatz zum Bestand der Robben während des Südsommers bis zu 28 Jahre.

Beobachtungen von Krabbenfressern (*Lobodon carcinophagus*) und Seeleoparden (*Hydrurga leptonyx*) werden aufgrund ihres sporadischen Auftretens im Untersuchungsgebiet während des Südsommers nachfolgend weder summarisch noch grafisch dargestellt, da sich aufgrund der Zahlen keine gesicherten Bestandstrends ableiten lassen.

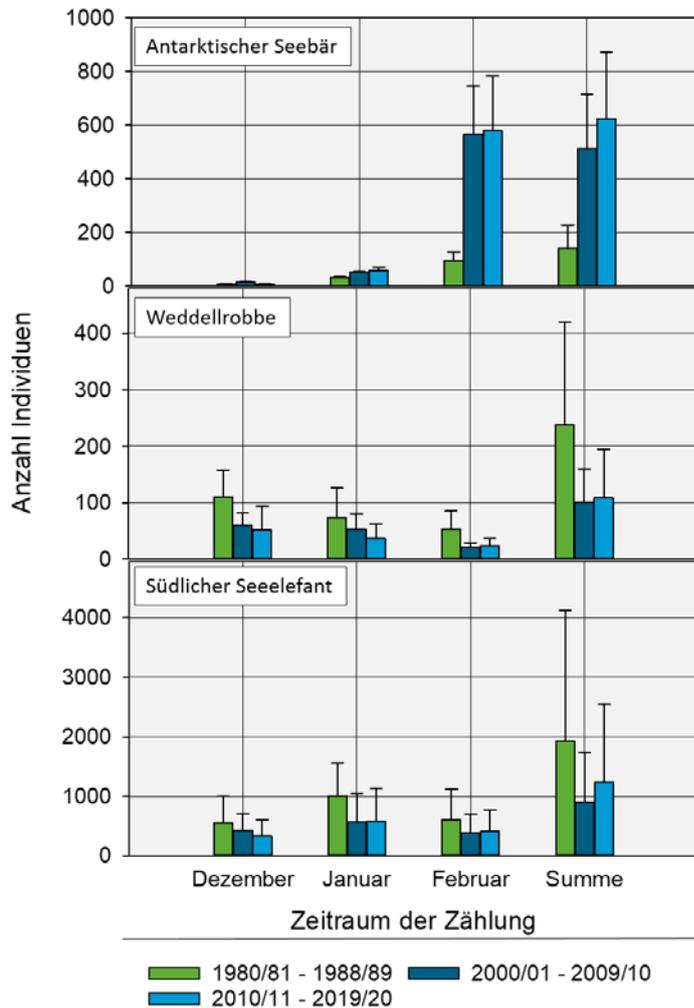
Tabelle 3: Ergebnisse der monatlichen Robbenzählung auf der Fildes Peninsula und der Insel Ardley in den Saisons 2018/19 bis 2019/20

Art	Saison 2018/19			Saison 2019/20		
	Dez.	Jan.	Feb.	Dez.	Jan.	Feb.
Südlicher Seeelefant (<i>Mirounga leonina</i>)	500	863	724	595	930	777
Weddellrobbe (<i>Leptonychotes weddelli</i>)	59	29	27	80	60	26
Antarktischer Seebär (<i>Arctocephalus gazella</i>)	8	77	787	7	6	350
Krabbenfresser (<i>Lobodon carcinophagus</i>)	1	2	0	0	0	0
Seeleopard (<i>Hydrurga leptonyx</i>)	2	0	3	1	0	1

Unter Berücksichtigung der aktuellen Daten wird deutlich, dass sich die in Braun et al. (2017a; 2020b) dargestellten Langzeittrends der untersuchten Robbenarten zumeist bestätigen lassen. Dies trifft ebenfalls auf die Dekadenmittelwerte der drei Robbenarten zu (Abbildung 28). So war die Zahl der während des Südsommers beobachteten Südlichen Seeelefanten (*Mirounga leonina*) und Weddellrobbe (*Leptonychotes weddelli*) in den 1980er Jahren höher als in den Dekaden 2000/01 – 2009/10 und 2010/11 – 2019/20 (Abbildung 28). Der Bestand des Antarktischen Seebären (*Arctocephalus gazella*) zeigte dagegen eine gegensätzliche Entwicklung und nahm im Laufe des Untersuchungszeitraums zu (Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Ähnliche Trends der Robbenbestände wurden in der benachbarten Admiralty Bay, KGI, beobachtet (Salwicka & Rakusa-Suszczewski, 2002; Chwedorzewska & Korczak, 2010; Laskowski et al., 2012).

Abbildung 28: Vergleich der Dekadenmittelwerte der monatlichen Bestände an Seeelefanten, Weddellrobbe und Seebären auf der Fildes Peninsula und Ardley Island zwischen

1980/81 und 2019/20; Angegeben ist die Standardabweichung; zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Hinsichtlich der räumlichen Verteilung von Seeelefanten, Weddellrobben und Seebären auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Sommermonaten ergeben sich unter Verwendung der mittleren Robbenzahlen von 2000/01 bis 2019/20 im Vergleich zu den in Braun et al. (2020b) dargestellten Ergebnissen keine neuen Erkenntnisse. Demnach halten sich Seeelefanten und Seebären v. a. an der Westküste der Fildes Peninsula auf während Weddellrobben verhältnismäßig gleichverteilt an allen Küstenabschnitten zu finden sind. Dabei unterscheiden sich jedoch die jeweiligen Monatsmaxima der Robbenzahlen je nach Art (Abbildung 28; Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b).

Sämtliche Robbenarten in der Antarktis unterliegen den mit der aktuellen Klimaerwärmung verbundenen Veränderungen verschiedenster Umweltparameter. So werden bei einer Reduzierung der Ausdehnung, der Verbreitung und Veränderungen des Typs des jährlichen Meereises und der Packeisbedingungen eher eisassoziierte Arten wie Weddellrobben, Seeleopard, Krabbenfresser und Rossrobbe (*Ommatophoca rossii*) negativ beeinflusst, wohingegen die eismeidenden Arten Südlicher Seeelefant und Antarktischer Seebär teilweise davon profitieren können (Siniff et al., 2008; Costa et al., 2010; Van den Hoff et al., 2014; Hückstädt et al., 2020). Ein weiterer bedeutender Faktor für die Entwicklung der Robbenpopulationen im Südpolarmeer sind tiefgreifende Änderungen im Nahrungsnetz,

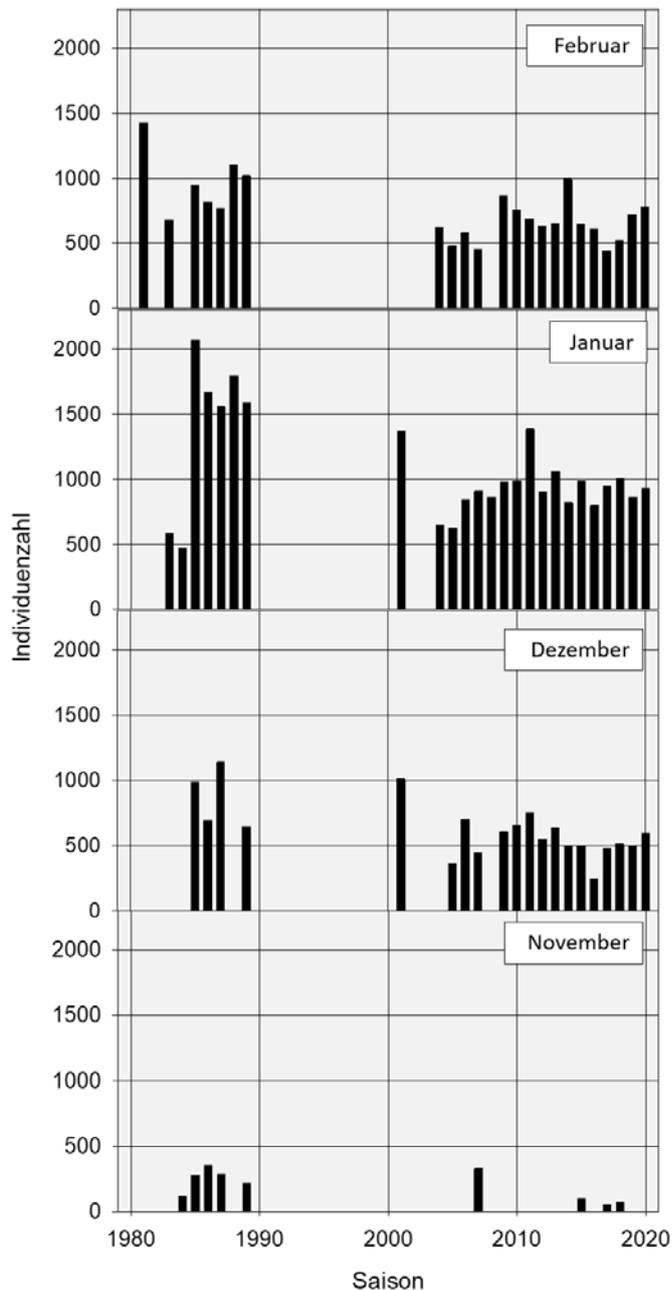
verursacht sowohl durch die Klimaerwärmung als auch durch die industrielle Fischerei (Siniff et al., 2008; Costa et al., 2010).

Aufgrund der großen Unterschiede in der Individuenzahl der 1980er Jahre wird für die nachfolgende, detaillierte Darstellung der Bestandsentwicklung dieser Robbenarten die aktuelle mittlere Robbenanzahl von 2000/01 bis 2019/20 herangezogen.

4.13.1 Südlicher Seeelfant (*Mirounga leonina*)

Die Summe aller bei den monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Südlichen Seeelfanten lag in den Saisons 2018/19 und 2019/20 mit 2.087 bzw. 2.301 Individuen knapp unter- bzw. oberhalb des langjährigen Mittels seit 2000/01 und überstieg die Zahlen der vorangegangenen drei Jahre (Braun et al., 2020b). Wie bereits in den Vorjahren stieg die Zahl der Seeelfanten jeweils von Dezember bis Januar an, um dann im Februar wieder abzusinken (Abbildung 29; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Die monatliche Bestandsentwicklung zwischen 2000/01 und 2019/20 zeigte keinen Trend, die Gesamtzahl der Seeelfanten nahm jedoch in diesem Zeitraum signifikant zu (Abbildung 28). Somit zeigt der lokale Bestand der Seeelfanten in der Fildes-Region nach einer Stabilisierungsphase inzwischen einen positiven Trend (Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b).

Abbildung 29: Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Südlichen Seeelefanten (*Mirounga leonina*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island zwischen 1980/81 und 2019/20; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.

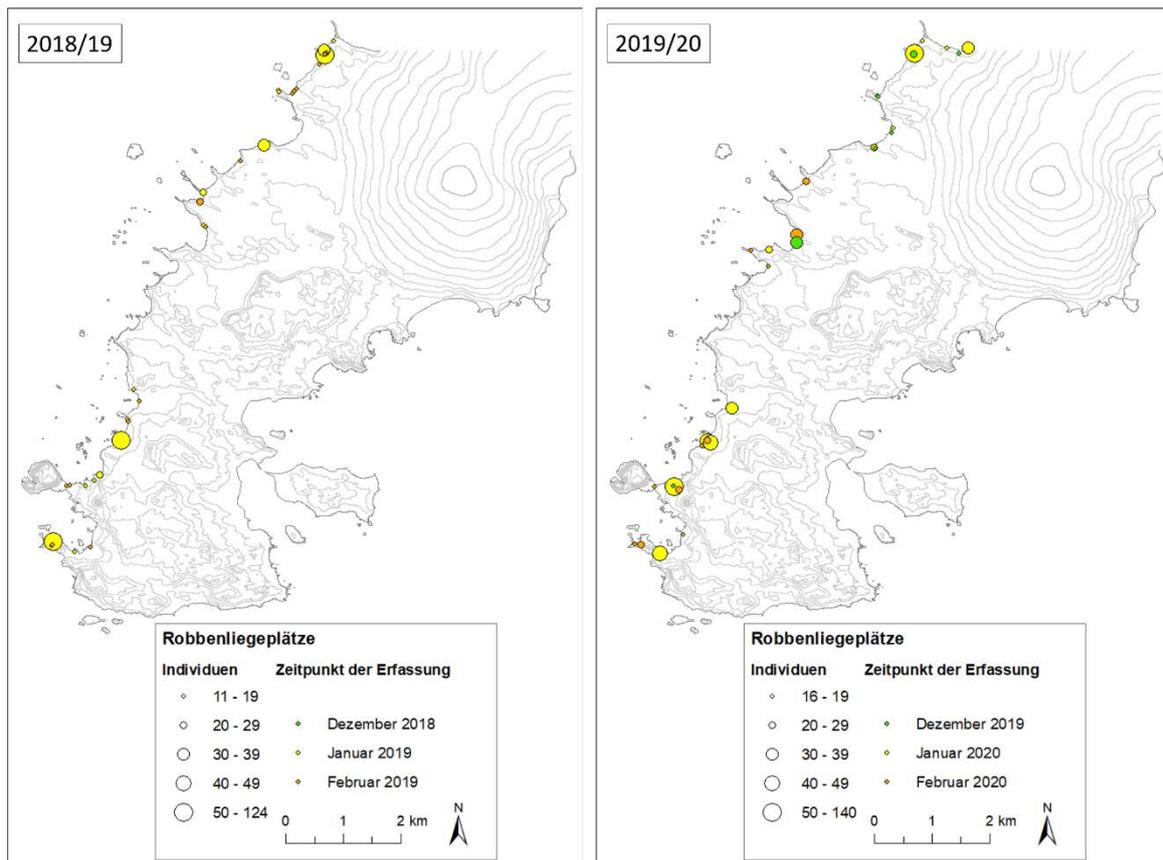


Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Neben der monatlichen Erfassung aller Robben erfolgte in diesem Rahmen erneut die punktgenaue Erfassung der Verteilung und der Größe aller Liegegruppen von Seeelefanten mit mindestens zehn Tieren, sodass hierzu inzwischen Daten aus 14 Jahren vorliegen. Die Verteilung dieser Liegeplätze zeigte keine erheblichen räumlichen Veränderungen im Vergleich zu den vergangenen Jahren (Abbildung 30; Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Die Zahl der an den jeweiligen Liegegruppen erfassten Robben zeigte teils deutliche sowohl saisonale als auch jährliche Schwankungen. Die größte Liegegruppe des gesamten Untersuchungszeitraums wurde mit 124 bzw. 140 Individuen im Januar 2019 und

2020 im äußersten Norden der Fildes Peninsula registriert (Abbildung 30). Diese Ergebnisse unterstreichen die große Ortstreuung von Seeelefanten an ihren Plätzen zum Ruhen und zum Fellwechsel (Rakusa-Suszczewski, 2002; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Ein durch menschliche Störung bedingter Rückgang der Robbenzahlen an den Liegeplätzen wie in der benachbarten Admiralty Bay deutet sich anhand der vorliegenden Daten für die Fildes-Region bislang nicht an (Chwedorzewska & Korczak, 2010; Braun et al., 2020b).

Abbildung 30: Liegeplätze des südlichen Seeelefanten (*Mirounga leonina*) mit mindestens zehn Tieren auf der Fildes Peninsula in den Saisons 2018/19 bis 2019/20



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Die globale Population des Südlichen Seeelefanten wird aktuell auf Basis der zuletzt veröffentlichten Bestandszahlen von 325.000 adulten Individuen von der IUCN als nicht gefährdet bzw. ‚Least Concern‘ eingestuft (Hofmeyr, 2015). Dem liegen Bestandsdaten zu drei genetisch abgrenzbaren Beständen zugrunde, die als stabil bzw. wachsend gelten (Hindell et al., 2017). Dagegen schrumpft der Bestand im Bereich von Macquarie Island seit den 1960er Jahren beständig (Van den Hoff et al., 2014).

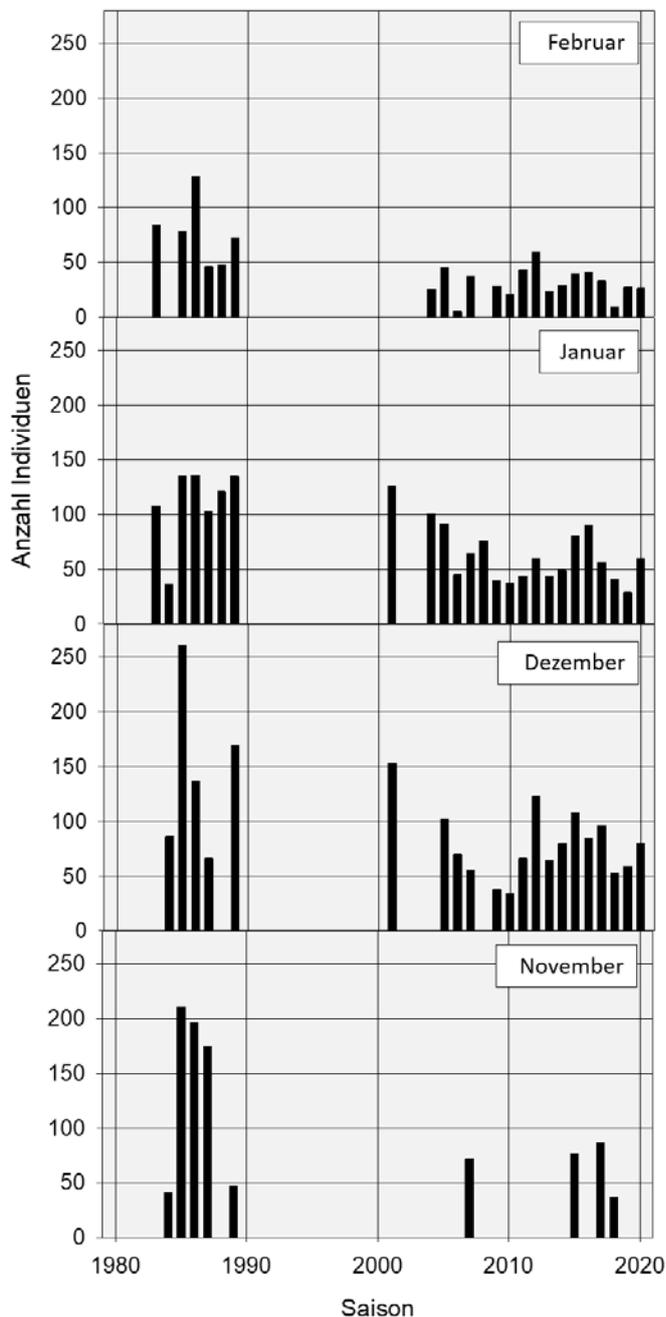
Obwohl Südliche Seeelefanten aufgrund ihres abgelegenen Verbreitungsgebiets vergleichsweise wenigen Gefahren ausgesetzt sind, könnte eine massive Ausbeutung mariner Ressourcen ein Risiko für die Population dieser Art darstellen (Hanchet et al., 2003; Hofmeyr, 2015). Zudem können die aktuellen Klimaveränderungen sich negativ auf das Nahrungsnetz und damit auf den Bestand des Südlichen Seeelefanten auswirken (z. B. Learmonth et al., 2006; Kovacs et al., 2012). Erste Studien deuten auf entsprechende ökologische Veränderungen hin (Mestre et al., 2020). Hierbei wurden bereits regionale Unterschiede hinsichtlich der Anpassungsfähigkeit des Verhaltens zur Nahrungssuche bei männlichen und weiblichen Seeelefanten gezeigt (McIntyre et

al., 2011; McIntyre et al., 2014). Eine weitere aktuelle Studie unterstreicht den Einfluss verschiedener Klimaindices auf das Überleben und die Demografie von weiblichen Seeelefanten durch ihre Auswirkung auf die Eisbedeckung und damit den Zugang zu Nahrungsgründen. Hinzu kommen durch indirekte Auswirkungen auf die Nahrungsverfügbarkeit und lokale Produktivität des Ökosystems (Volzke et al., 2021).

4.13.2 Weddellrobbe (*Leptonychotes weddelli*)

Der Bestand der Weddellrobben, die sich während der Sommermonate in der Fildes-Region aufhalten, lag in der Saison 2018/19 mit 115 gezählten Tieren im Bereich natürlicher Schwankungen um das langjährige Mittel von 161 ± 51 Individuen seit 2000/01. Dabei wurde im Januar 2019 mit 29 Individuen die geringste Zahl an Weddellrobben im Monat Januar seit Beginn der systematischen Zählungen registriert (Abbildung 31). Dagegen lag die Zahl an Weddellrobben in allen drei Sommermonaten der Saison 2019/20 im mittleren Bereich (Abbildung 31). Nachdem in den 1980er Jahren noch deutlich mehr Weddellrobben im Gebiet beobachtet worden waren, blieb der Bestand zwischen 2000/01 und 2019/20 trotz gewisser Schwankungen weitgehend stabil (Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Dennoch lässt sich für den Monat Januar ein negativer Trend ausmachen (Abbildung 31). Die globale Population der Weddellrobbe wurde zuletzt mit 300.000 adulten Individuen (Hückstädt, 2015) bzw. ca. 202.000 subadulte und adulte Weibchen (LaRue et al., 2021) angegeben. Obwohl sich die Abschätzung eines Bestandstrends aufgrund der Lebensweise der Weddellrobben schwierig gestaltet, wird die Population aktuell als nicht bedroht oder gefährdet eingestuft (IUCN-Kategorie ‚Least Concern‘; Hückstädt, 2015). Dennoch stellen die Ausbeutung mariner Ressourcen sowie ein Rückgang von Meereis infolge von Klimaveränderungen ein potentielles Risiko für die Gesamtpopulation und Verbreitung der Weddellrobbe dar (z. B. Learmonth et al., 2006; Siniff et al., 2008; Costa et al., 2010; Garrott et al., 2012; Ainley et al., 2015; Salas et al., 2017).

Abbildung 31: Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Weddellrobben (*Leptonychotes weddelli*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island zwischen 1980/81 und 2019/20); bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



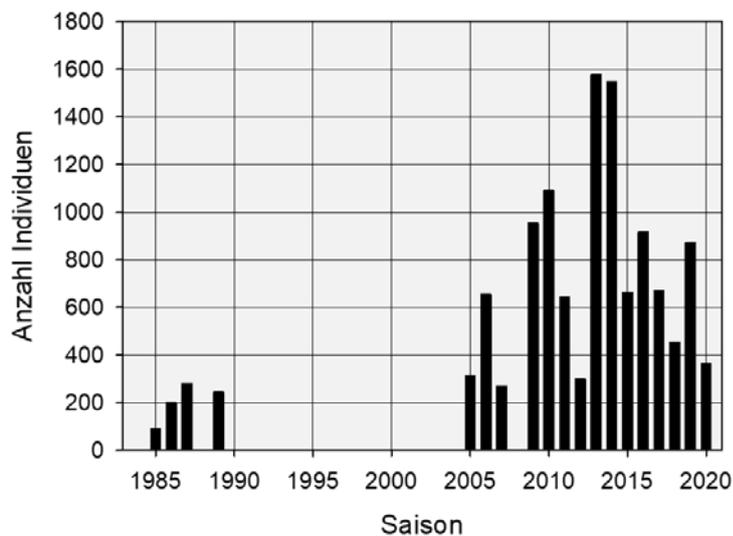
Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

4.13.3 Antarktischer Seebär (*Arctocephalus gazella*)

Die Gesamtzahl der im Rahmen der monatlichen Robbenzählungen während des Südsommers in der Fildes-Region erfassten Antarktischen Seebären variierte zwischen den Saisons 2018/19 und 2019/20 deutlich. Während 2018/19 mit insgesamt 872 Individuen etwas mehr Tiere als das langjährige Mittel seit 2001 erfasst wurden, lag deren Zahl in der darauffolgenden Saison bei

lediglich 363 Individuen (Abbildung 32). Im Januar 2020 wurde die zweitgeringste Seebärenzahl für diesen Monat seit Beginn der systematischen Zählungen verzeichnet (Abbildung 33). Wie bereits von Braun et al. (2017a; 2020b) dargestellt, wurden in den 1980er Jahren im Mittel deutlich weniger Seebären in der Fildes-Region beobachtet als im Zeitraum zwischen 2000/01 und 2019/20. Aufgrund der starken Schwankungen der Zahl der erfassten Seebären lässt sich für den Bestand dieser Art zwischen 2000/01 und 2019/20 kein Trend belegen (lin. Regr. $R^2 = 0,01$, $p = 0,68$, $n = 15$; Abbildung 32).

Abbildung 32: Übersicht über die Gesamtzahlen der zwischen 1984/85 und 2019/20 während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer (Dezember bis Februar) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island erfassten Antarktischen Seebären (*Arctocephalus gazella*); bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.

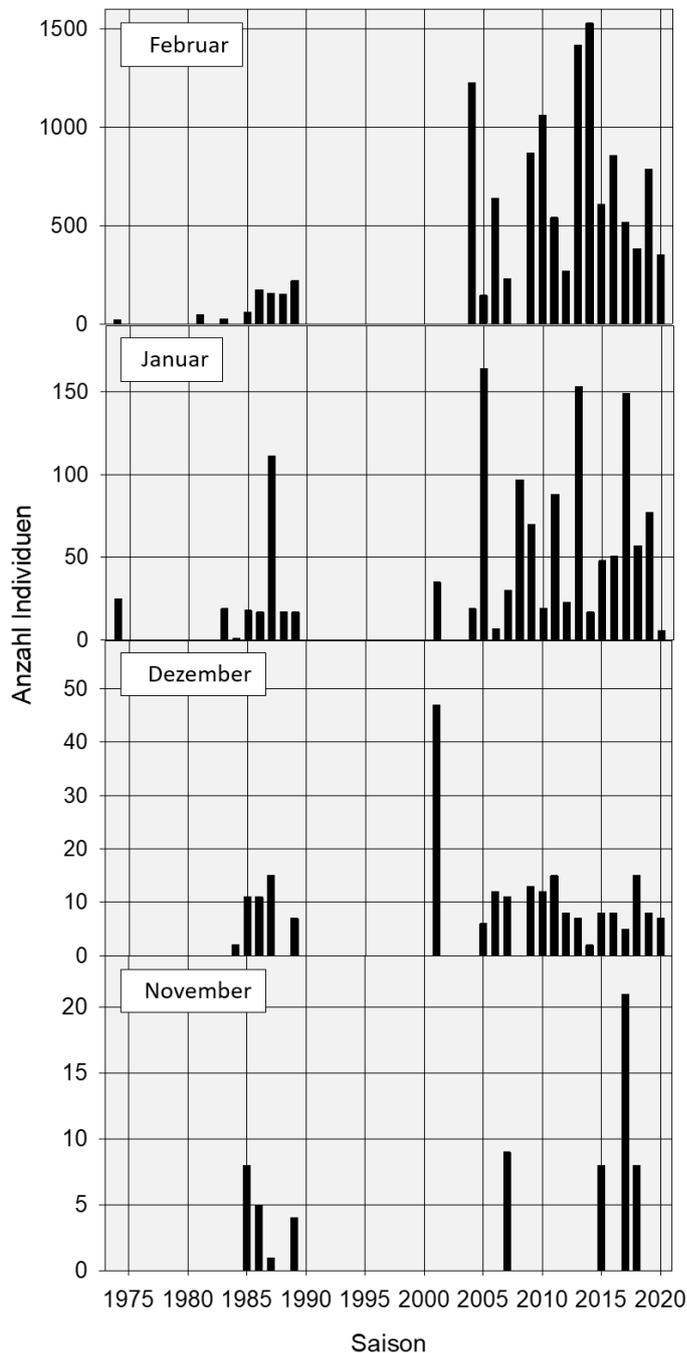


Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Die monatliche Entwicklung des Seebärenbestands zeigte ebenfalls keinen Trend, wenn auch eine außergewöhnlich hohe Zahl im Dezember 2000 eine abnehmende Tendenz für diesen Monat andeutet (Abbildung 33). Deutlich wurde ferner, dass im Januar 2020 die geringste Zahl an Seebären seit der Saison 2000/01 erfasst wurde, wie auch im nachfolgenden Monat Februar verhältnismäßig wenig Robben dieser Arten beobachtet wurde (Abbildung 33).

Insgesamt lässt sich feststellen, dass sich der Seebärenbestand während des Südsommers in der Fildes-Region nach einer Phase intensiver Robbenjagd in der Vergangenheit in den 1970er und 1980er Jahren wieder im Gebiet etabliert hat und nachfolgend einen starken Anstieg verzeichnete (Abbildung 32 & Abbildung 33; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Der Bestand dieser Art wies im Zeitraum zwischen 2000/01 und 2019/20 teils erhebliche Schwankungen auf und zeigte somit keinen weiteren Entwicklungstrend.

Abbildung 33: Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Antarktischen Seebären (*Arctocephalus gazella*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island zwischen 1980/81 und 2019/20; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.

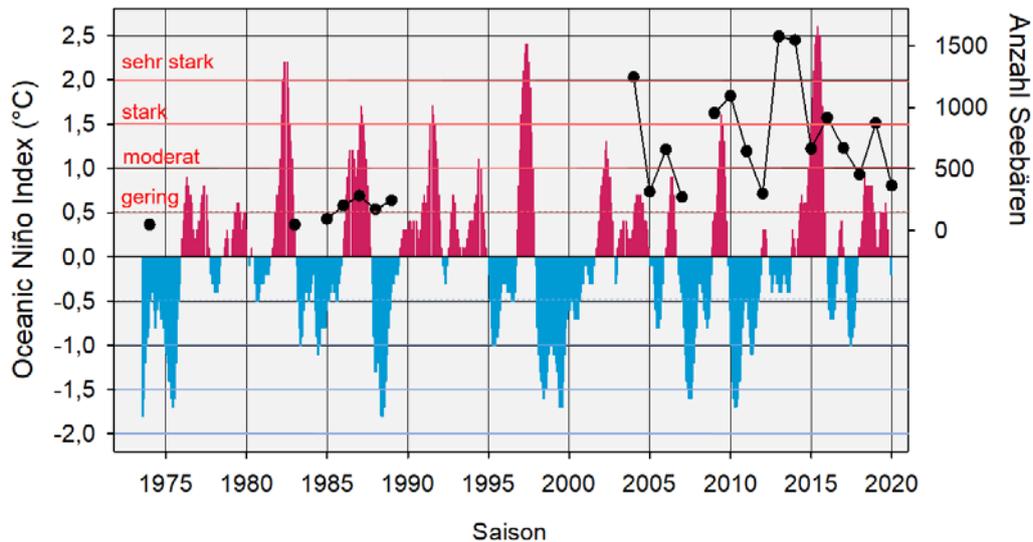


Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Ein vermuteter Zusammenhang der erheblichen jährlichen Schwankungen der Seebärenzahlen mit den zyklisch auftretendem Klimaphänomen El Niño-Southern Oscillation (ENSO), wie u. a. für die benachbarte Admiralty Bay gezeigt (Salwicka & Rakusa-Suszczewski, 2002), konnte auch anhand der neuen vorliegenden Daten mit dem Jahresmittel des ‚Oceanic Niño Index‘ (ONI) nicht bestätigt werden (Spearman-Korr.: $r = 0,310$, $p = 0,157$, $n = 22$, Abbildung 34, siehe auch Braun

et al., 2020b). So trat in den beiden Saisons 2018/19 und 2019/20 ein schwacher El-Niño-Event auf, die Seebärenzahlen spiegelten dies jedoch sehr unterschiedlich wider (Abbildung 34).

Abbildung 34: Gegenüberstellung des Oceanic Niño Index und der Gesamtzahl der während des Südsommers in der Fildes-Region erfassten Antarktischen Seebären (Quelle ONI: http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php, Zugriff am 21.06.2021) mit Darstellung der Stärke der ONI-Abweichung (rot - El-Niño, blau - La-Niña)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Des Weiteren wiesen Grebieniow et al. (2018) darauf hin, dass Seebären während ihres Fellwechsels zwischen Februar und März Liegeplätze bevorzugen, die windgeschützt und vergleichsweise warm sind. Eine lokale Änderung des Wetters könnte demzufolge ebenso zu Schwankungen der Zählraten führen.

Nachdem der Antarktische Seebär infolge kommerzieller Robbenjagd im 19. Jahrhundert an den Rand der Ausrottung gebracht wurde und vermutlich nur wenige Tiere auf Südgeorgien, Bouvetøya und Îles Kerguelen und möglicherweise auch auf den South Shetland Islands überlebten (Wynen et al., 2000; Hofmeyr et al., 2005b; Bonin et al., 2013), wird die globale Population aktuell auf stabile 700.000 bis 1.000.000 adulten Individuen geschätzt (IUCN-Kategorie ‚Least Concern‘, Hofmeyr, 2016). Andere Schätzungen geben allein für das Gebiet Südgeorgien, dem Hauptverbreitungsgebiet dieser Art, zwischen 4,5 und 6,2 Millionen Tiere in der Saison 1999/2000 an (pers. Mittg. I. Boyd zitiert in SCAR-EGS, 2008). Mittlerweile wird von einem abnehmenden Populationstrend ausgegangen (Hofmeyr, 2016), da inzwischen in einigen Gebieten deutliche Rückgänge zu verzeichnen waren (pers. Mittg. G. Hofmeyr zitiert in SCAR-EGS, 2008; Forcada & Hoffman, 2014; Hofmeyr, 2016). Als Ursache hierfür werden die Auswirkungen der aktuellen Klimaveränderungen auf die Nahrungsverfügbarkeit angeführt (Forcada, 2021).

Generell unterliegen Antarktische Seebären denselben Risiken wie die o. g. Robbenarten. Während sich ein Gletscherrückzug infolge der aktuellen Klimaveränderungen positiv auf die Verfügbarkeit von Habitaten zur Reproduktion auswirken könnte, wirken mögliche Veränderungen im Nahrungsnetz und eine verringerte Nahrungsverfügbarkeit negativ auf den Bestand (z. B. Osman et al., 2004; Learmonth et al., 2006; Siniff et al., 2008; Costa et al., 2010; Kovacs et al., 2012; Forcada & Hoffman, 2014; McBride, 2019). Aufgrund der kleinen Ausgangspopulation ist von einem Verlust an genetischer Diversität aufgrund des historischen

„Bottlenecks“ infolge der kommerziellen Nutzung auszugehen (Hoffman et al., 2011). Diese genetische Verarmung kann die Reaktionsfähigkeit dieser Art auf die Verknappung mariner Ressourcen in Folge deren wirtschaftlicher Nutzung, auf das Auftreten von Krankheiten und auf Klimaveränderungen ganz allgemein beeinträchtigen (Wynen et al., 2000; Kovacs et al., 2012; Forcada & Hoffman, 2014; Hofmeyr, 2016).

Auch wenn der Seebärenbestand der Fildes-Region deutlich kleiner ist als in anderen Gebieten der South Shetland Islands, wie z. B. Cape Shirreff, Livingston Island (ATS, 2005c; SCAR-EGS, 2008), trägt das Langzeitmonitoring erheblich dazu bei, die Entwicklung dieser Art in der Region abzuschätzen, und sollte deshalb auch künftig fortgeführt werden.

4.13.4 Robbenwurfplätze in der Fildes-Region

Im Zuge der während des Südsommers jeweils in der Monatsmitte durchgeführten Robbenzählungen wurden alle neugeborenen Robben buchtgenau dokumentiert, um die vorhandenen Kenntnisse zu Robbenwurfplätzen im Gebiet zu erweitern.

So wurden in der Saison 2018/19 im Norden der Fildes Peninsula mehrere neugeborene Jungtiere des Antarktischen Seebären (ein Jungtier in Bucht Nr. 1, zwei Jungtiere in Bucht Nr. 2) registriert. Daneben wurden in der Saison 2019/20 in Bucht Nr. 2 vier neugeborene Seebären dokumentiert. Da hier in den vergangenen 20 Jahren beinahe jährlich neugeborene Seebären verzeichnet wurden und sich die Zahl der Jungtiere aktuell erhöht hat, stellt dieser Bereich den stabilsten Wurfplatz dieser Art in der Fildes-Region dar (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Ferner wurde in der Saison 2019/20 erstmals in dem Gebiet auf der an den Flat Top-Felsen angrenzenden Halbinsel ein neugeborener Seebär dokumentiert, sodass der Bereich der Buchten Nr. 14 bzw. 15 nun ebenfalls als Wurfplatz gilt. Somit hat sich die Zahl der Wurfplätze sowie die Zahl der geborenen Jungtiere des Antarktischen Seebären in der Fildes-Region im Vergleich zu den Zahlen in Braun et al. (2020b) leicht erhöht (siehe Abbildung 101 im Anhang D).

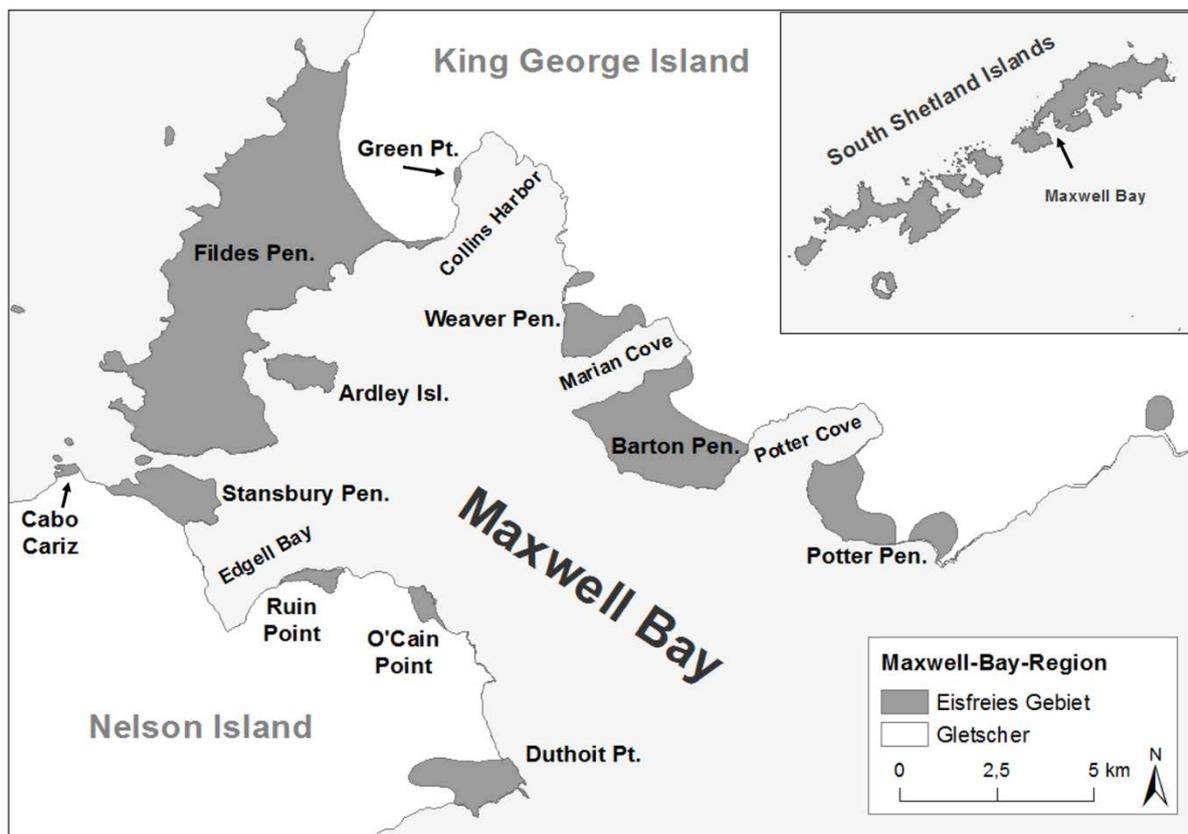
Würfe weiterer Robbenarten wie Weddellrobbe, Südlicher Seeelefant und Seeleopard konnten in den Saisons 2018/19 und 2019/20 nicht registriert werden, da sich diese vorwiegend in den Monaten September und Oktober und damit außerhalb des Aufenthaltszeitraums von Projektmitarbeitenden im Untersuchungsgebiet reproduzieren. Somit ergeben sich hinsichtlich der bekannten Wurfplätze dieser Arten in der Fildes-Region keine neuen Erkenntnisse (Braun et al., 2020b, siehe auch Tabelle 100 bis Tabelle 102 im Anhang D).

5 Brutvogel-Monitoring in den eisfreien Gebieten der Maxwell Bay

5.1 Vorbemerkungen

Im Zuge des Brutvogelmonitorings in ausgewählten eisfreien Bereichen der Maxwell Bay konnten verschiedene Gebiete besucht und die dortigen Vogelbestände erfasst werden (Abbildung 35). Nachfolgend werden weitere Ergebnisse der dort in den Saisons 2018/19 und 2019/20 durchgeführten Zählungen aufgeführt, ergänzt durch weitere verfügbare Angaben, die z. B. von Kooperationspartnern zur Verfügung gestellt oder veröffentlichten Untersuchungen entnommen wurden.

Abbildung 35: Übersicht über die eisfreien Gebiete der Maxwell Bay, King George Island; Darstellung der South Shetland Islands ohne die Inseln Clarence, Elephant und Gibbs



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

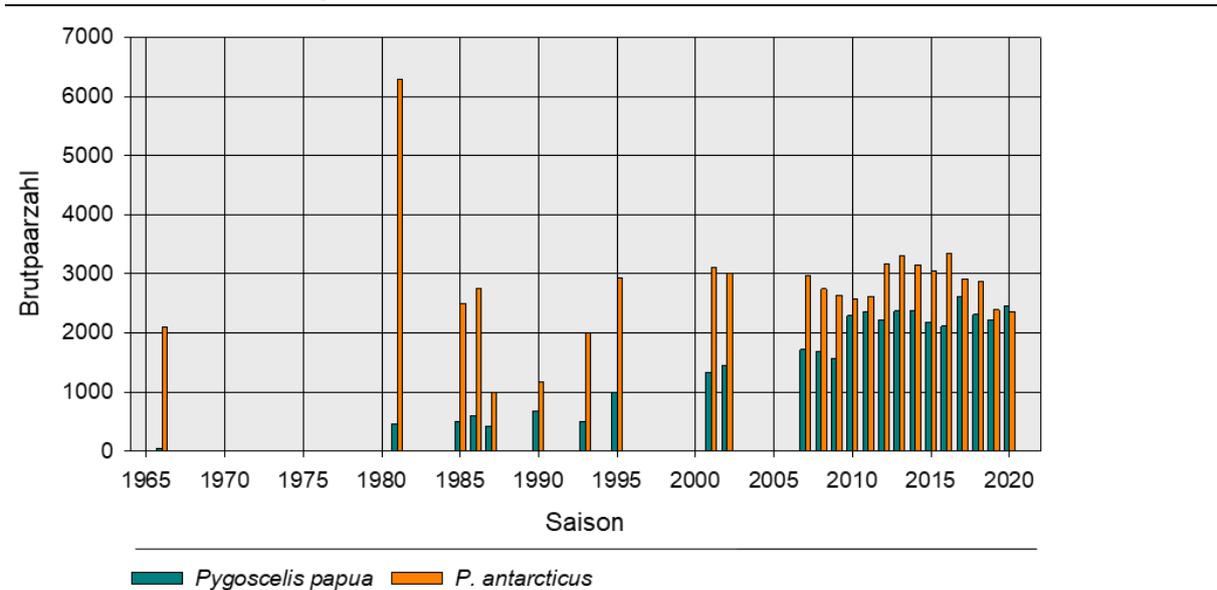
5.2 Barton Peninsula, KGI

Daten zum Brutvogelbestand der benachbarten Barton Peninsula (Abbildung 35) und des dortigen ASPA Nr. 171 Narębski Point wurden uns basierend auf einer langjährigen Kooperation von südkoreanischen Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern des Korea Polar Research Institute (KOPRI) zur Verfügung gestellt. Hierbei wurde für die Pinguinbrutpaarzahl in der

Saison 2020/21 mit Hilfe drohnengestützter Luftbilder erfasst (pers. mittg. W. Y. Lee). Alle übrigen Daten stammen aus Bodenzählungen.

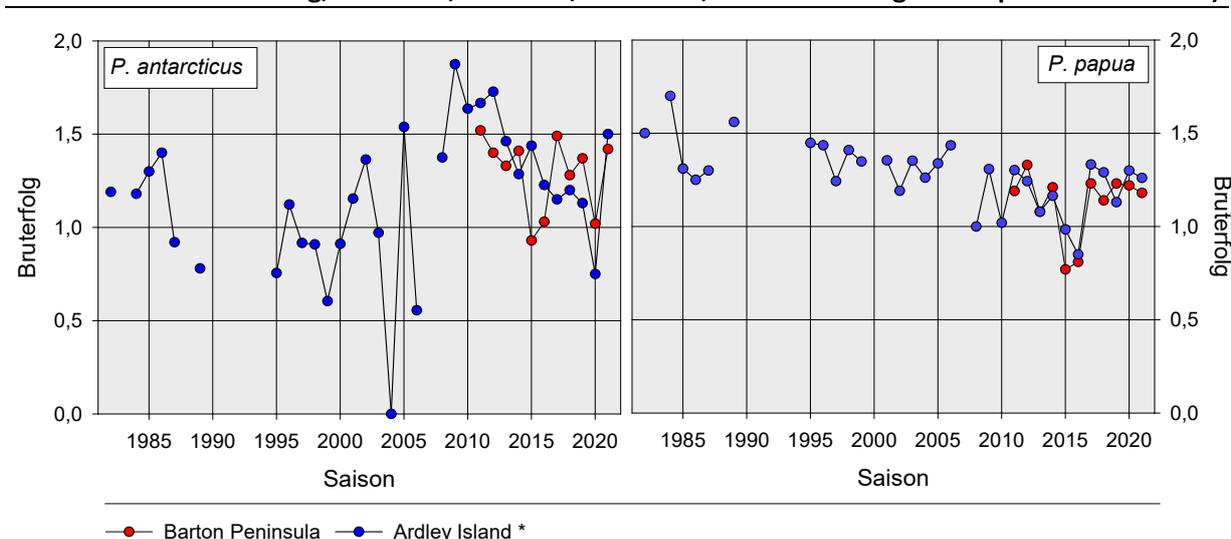
Wie auch in den benachbarten Kolonien auf Ardley Island und Potter Peninsula (siehe Kap. 4.2.1.1 & 5.5) wuchs der Bestand des Eselspinguins in den vergangenen Jahrzehnten stark an (lin. Regr.: $R^2 = 0,919$, $p < 0,001$, $n = 25$, Abbildung 36, Tabelle 16 im Anhang E). Auffallend ist dagegen der im Langzeitvergleich stabile Bestand des Zügelpinguins (lin. Regr.: $R^2 = 0,001$, $p = 0,861$, $n = 25$, Abbildung 36, Tabelle 16 im Anhang E), während diese Art sowohl auf Ardley Island als auch auf Potter Peninsula starke Rückgänge verzeichnete (Kap. 4.2.1.1 & 5.5).

Abbildung 36: Entwicklung der Brutpaarzahlen von Eselspinguin (*Pygoscelis papua*) und Zügelpinguin (*P. antarcticus*) auf Barton Peninsula; Daten entsprechend Tabelle 16 im Anhang E



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Abbildung 37: Vergleich des Bruterfolgs der Zügel- und Eselspinguine auf Barton Peninsula und Ardley Island (Quelle Bruterfolg Barton Pen.: Republic of Korea, 2014, pers. Mittg. J.-W. Jung, W. Y. Lee, J.-H. Kim, C.-Y. Choi, * nur auf wenigen Brutpaaren basierend)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Esels- und Zügelpinguine in der Kolonie Narębski Point zogen in den Saisons 2006/07 bis 2020/21 $1,13 \pm 0,17$ bzw. $1,29 \pm 0,19$ Jungtiere erfolgreich auf (im Vergleich auf Ardley Island Eselspinguin: $1,13 \pm 0,17$, Zügelpinguin: $1,29 \pm 0,19$). Damit unterschied sich der Bruterfolg beider Pinguinarten in dieser Kolonie nicht signifikant von den für Ardley Island ermittelten Werten im selben Zeitraum (Eselspinguin: Mann-Whitney-U-Test $U = 47,0$, $p = 0,939$, $n = 11$, Zügelpinguin: t-Test: $t = -0,295$, $p = 0,771$, $n = 11$, Abbildung 37).

Für die übrigen Brutvogelarten der Barton Peninsula liegen lediglich Informationen aus der Saison 2018/19 für das Gebiet des ASPA Nr. 171 Narębski Point vor. Demnach brüteten neben 15 Paaren des Südlichen Riesensturmvogels auch wenige Paare der Braunen Skua, Südpolarskua, Antarktiseseeschwalbe, Buntfußsturmschwalbe sowie des Weißgesichtsscheidenschnabels (Republic of Korea, 2019, siehe Tabelle 16 bis Tabelle 18 im Anhang E).

5.3 Weaver Peninsula, KGI

Während des Untersuchungszeitraums war ein Besuch der Weaver Peninsula (Abbildung 35) aufgrund logistischer Beschränkungen nicht möglich. Sämtliche verfügbaren Angaben über auf dieser Halbinsel dokumentierte Brutvögel sind in Tabelle 19 & Tabelle 20 im Anhang E aufgeführt.

5.4 Green Point, KGI

Im Bereich der kleinen, nordöstlich der Fildes Peninsula gelegenen Halbinsel Green Point (Abbildung 35) wurde in der Saison 2018/19 ein Brutpaar der Südpolarskua erfasst (Tabelle 21 im Anhang E). Weitere Brutvögel konnten in dieser Saison aus logistischen Gründen nicht registriert werden. In der darauffolgenden Saison 2019/20 wurden hier insgesamt 11 Brutpaare der Dominikanermöwe registriert (Tabelle 21 im Anhang E). Brütende Skuas der beiden heimischen Arten oder Antarktiseseeschwalben konnten jedoch nicht nachgewiesen werden. Da jedoch eine adulte Südpolarskua im üblichen Brutgebiet beobachtet wurde, kann nicht ausgeschlossen werden, dass durch den späten Zähltermin am 18.02.2020 eine bereits aufgegebene Brut nicht erfasst wurde.

Zusätzlich ergab eine erneute Durchsicht unveröffentlichter Expeditionsberichte eine Ergänzung der Brutpaarzahlen für Green Point um zwei Brutpaare der Dominikanermöwe sowie um ein Skuabrutpaar unbestimmten Paartyps in der Saison 1985/86 (Rauschert et al., 1987; Tabelle 21 im Anhang E).

5.5 Potter Peninsula, KGI

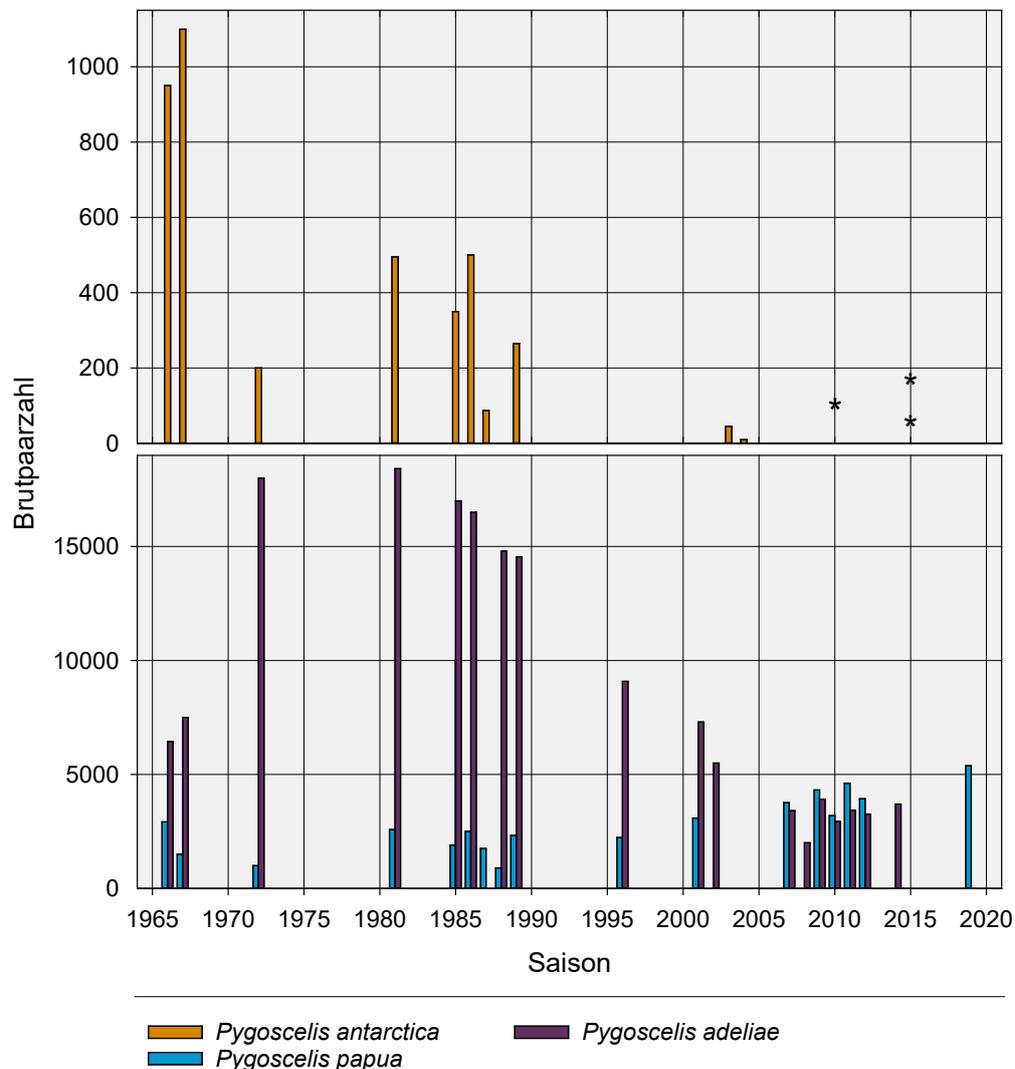
Da die benachbarte Potter Peninsula (Abbildung 35) im Untersuchungsgebiet nicht persönlich besucht werden konnte, konnten die in Braun et al. (2020b) aufgeführten Daten zum Brutvogelbestand dieser Halbinsel anhand von Veröffentlichungen nur um wenige Daten über Eselspinguine ergänzt werden. Sämtliche verfügbare Daten zu allen Brutvogelarten der Potter Peninsula sind in Tabelle 22 – Tabelle 25 im Anhang E aufgeführt.

Laut einer aktuellen Studie brüteten in der Saison 2018/19 insgesamt 5.383 Brutpaare des Eselspinguins in der Kolonie am Stranger Point (Juáres et al., 2020). Somit setzte sich die

Bestandszunahme dieser Art auf der Potter Peninsula fort (Abbildung 38, siehe Tabelle 22 im Anhang E), was der Entwicklung u. a. auch auf Ardley Island entspricht (siehe Kap. 4.2.1.1). Gemäß Juárez et al. (2020) stieg die Brutpaarzahl zwischen den Saisons 2000/10 und 2018/19 um 74,6 % bei einer Wachstumsrate von 3,1 % pro Jahr. Dagegen fiel der Zuwachs auf Ardley Island im selben Zeitraum mit 44,8 % geringer aus.

Ebenfalls übereinstimmend mit der Entwicklung auf Ardley Island ist der starke Rückgang der Brutpaarzahlen des Zügelpinguins auf Potter Peninsula in den vergangenen Jahrzehnten. Während sich jedoch der Bestand auf Ardley Island inzwischen wieder auf niedrigem Niveau stabilisiert hat (siehe Kap. 4.2.1.1), wurden auf der Potter Peninsula nach der Saison 2003/04 nur noch sporadische Brutversuche ohne Schlupferfolg verzeichnet (Silvestro et al., 2015). Informationen, ob nach der erstmals wieder erfolgreichen Brut eines Zügelpinguinpaars in der Saison 2014/15 (Silvestro et al., 2015) weitere Brutversuche erfolgten, liegen nicht vor.

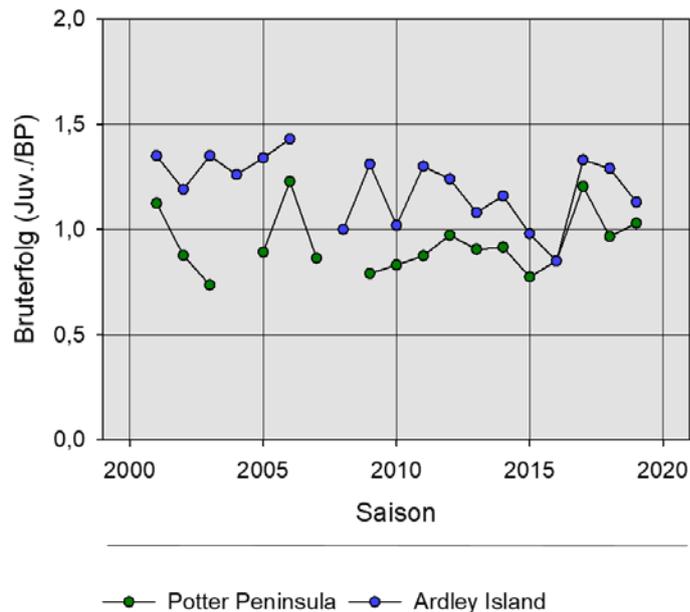
Abbildung 38: Entwicklung der Brutpaarzahlen von Eselspinguin (*Pygoscelis papua*), Adéliepinguin (*P. adeliae*) und Zügelpinguin (*P. antarcticus*) auf Potter Peninsula; Daten entsprechend Tabelle 22 im Anhang E; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor (* Ausnahme Zügelpinguin: 2009/10 = 0 BP; ** 2014/15: 1 BP)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Das langjährige Mittel des Bruterfolgs des Eselspinguins auf Potter Peninsula liegt mit $0,93 \pm 0,14$ erfolgreich aufgezogenen Jungen unterhalb des Werts, der für Ardley Island ($1,19 \pm 0,17$) ermittelt wurde (Abbildung 39). Eine gleichförmige Entwicklung des Bruterfolgs beider Kolonien ließ sich nicht erkennen (Pearson-Korrelation: $r = 0,451$, $p = 0,079$, $n = 16$, Abbildung 39).

Abbildung 39: Vergleich des Bruterfolgs des Eselspinguins auf Potter Peninsula und Ardley Island (Quelle Bruterfolg Potter Peninsula: Juárez et al., 2020)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

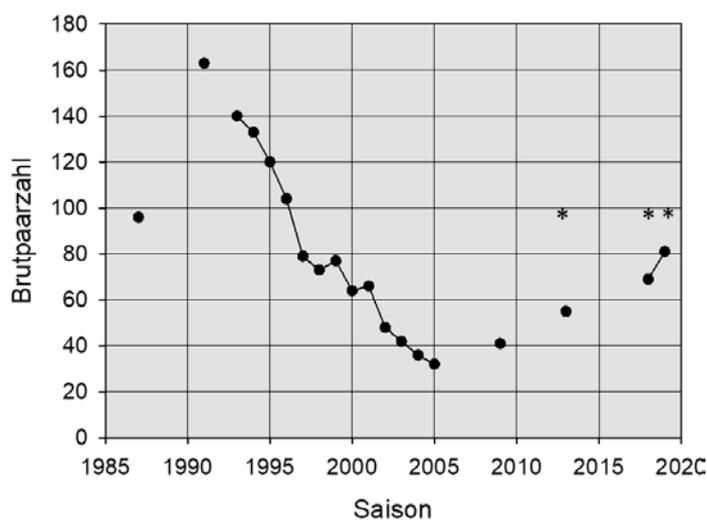
In einer aktuellen Studie konnte anhand von fossilen Ablagerungen gezeigt werden, dass die Stranger Point-Kolonie auf Potter Peninsula bereits im frühen bis mittleren Holozän zwischen 7.320 und 4.865 Jahre ‚Before Present‘, d. h. vor dem Jahr 1950, von den drei Pinguinarten Adélie-, Esels- und Zügelpinguin besiedelt war (Emslie et al., 2019). Diese Ergebnisse stimmen mit den Befunden zur Besiedelung von Ardley Island überein (Sun et al., 2000; Sun et al., 2004; Liu et al., 2005; Wang et al., 2007; Roberts et al., 2017). Die Besiedlung im Bereich der South Shetland Islands durch Pinguine stimmt mit der ersten Warmphase und einem Gletscherrückzug an der nördlichen Antarktischen Halbinsel überein. Sie endete mit einer erneuten Gletscherausdehnung an der Antarktischen Halbinsel 5.000 kalkulierte Jahre ‚Before Present‘ (Emslie et al., 2019). Für Ardley Island vermuten Roberts et al. (2017) dagegen, dass die dortige Besiedlung durch Pinguine durch vulkanische Aktivität unterbrochen wurde. Für die Stranger-Point-Kolonie liegen keine derartigen Hinweise vor (Emslie et al., 2019). Die Daten bestätigen weiterhin, dass die aktuelle Besiedlung der Stranger Point-Kolonie durch Pinguine mit einer Warmphase, folgend auf die Kleine Eiszeit, im 13. Jahrhundert einsetzte und somit nicht älter als 535 kalkulierte Jahre ‚Before Present‘ ist (Emslie et al., 2019).

Hinsichtlich weiterer Brutvogelarten, insbesondere über weitere Brutversuche des Königspinguins, liegen im Vergleich zu den in Braun et al. (2020b) getroffenen Aussagen keine Erkenntnisse vor (siehe Tabelle 22 bis Tabelle 25 im Anhang E).

5.6 Duthoit Point, Nelson Island

In der Saison 2018/19 konnte das Gebiet an der Halbinsel Duthoit Point, Nelson Island (Abbildung 35), besucht und insgesamt 3.233 Eselspinguin-Küken gezählt werden. Eine Schätzung des Brutbestandes mit Hilfe des Bruterfolgs dieser Art in dieser Saison auf Ardley Island (1,13 flügge Jungvögel pro Brutpaar) ergab einen Bestand von ca. 2.860 BP. Damit lag die Zahl der hier brütenden Eselspinguine über der der beiden letzten Erfassungen aus den Saisons 2012/13 und 2017/18 (Braun et al., 2020b). Daneben wurden 13 BP des Südlichen Riesensturmvogels, zwei BP Braune Skuas, acht BP Dominikanermöwen sowie ein BP Weißgesichtsscheidenschnabel, jedoch keine Kapsturmvögel registriert. Mit 81 BP wurde erneut eine große Zahl Blauaugenscharben erfasst (Abbildung 40). Dabei handelt es sich aufgrund des späten Zähltermins um eine Mindestangabe. Dennoch scheint sich die bereits beschriebene Stabilisierung des Bestands dieser Art am Duthoit Point fortzusetzen (Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Sämtliche bekannte Angaben zum Brutvogelbestand am Duthoit Point sind in Tabelle 26 bis Tabelle 28 im Anhang E aufgeführt.

Abbildung 40: Entwicklung der Brutpaarzahlen der Blauaugenscharbe (*Phalacrocorax atriceps*) am Duthoit Point, Nelson Island; Daten entsprechend Tabelle 28 im Anhang E (* später Zähltermin im Januar bzw. Februar)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Daneben wurde bei der Begehung am Duthoit Point ein Robbenbestand von 206 Südlichen Seeelefanten und 207 Antarktische Seebären gezählt. Unter den erfassten Robben war auch ein leukistisches Exemplar eines Antarktischen Seebären. Dabei handelte es sich um ein augenscheinlich vitales Männchen (Abbildung 41). In den unveröffentlichten Berichten deutscher Wissenschaftler aus den 1980er Jahren finden sich keine dokumentierten Beobachtungen dieser besonderen Farbvariante in der Fildes-Region. Die einzige uns bekannte weitere Sichtung eines leukistischen Seebären im Bereich der Maxwell Bay stammt aus der Saison 2000/01 von der Potter Peninsula (eigene Sichtung). Möglicherweise treten diese Tiere jedoch häufiger auf, werden jedoch aufgrund verhältnismäßig seltener Küstenbegehungen nicht erfasst. Darauf weist eine aktuelle Studie aus der benachbarten Admiralty Bay hin (Grebieniow et al., 2020). Neben älteren Berichten über abweichende Fellfärbungen von Seebären auf den South Shetland Islands (Aguayo & Torres, 1967; Aguayo, 1978; Cárdenas & Yañez, 1983) finden sich auch neuere Studien über entsprechende beobachtete Tiere in diesem Gebiet (Acevedo et al., 2009; Romero & Tirira, 2017; Grebieniow et al., 2020).

Abbildung 41: Leukistisches Exemplar eines Antarktischen Seebären, beobachtet am 01.02.2019 am Duthoit Point, Nelson Island



Foto: C. Braun, 01.02.2019

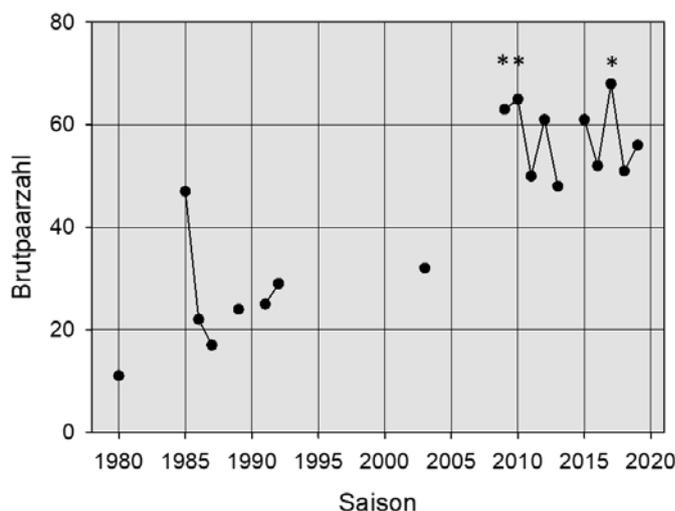
Leukismus bzw. das teilweise Fehlen von Pigmenten bei Säugetieren ist generell selten und wird durch eine seltene Ausprägung eines rezessiven Gens verursacht (Hoffman et al., 2018). So kann ein leukistisches Seebärenweibchen nachweisbar normal gefärbte Junge zur Welt bringen (Wege et al., 2015). Leukistische Antarktische Seebären werden im Bereich des Scotia-Bogens und insbesondere auf Südgeorgien, wo der größte Teil des Weltbestands dieser Art lebt, relativ häufig beobachtet (Bonner, 1968; Hofmeyr et al., 2005a; Wege et al., 2015; Hoffman et al., 2018). Der hohe Anteil von abweichenden Fellfärbungen wird auf den durch den sehr geringen Restbestand verursachten „Gründereffekt“ zurückgeführt. Im Zuge der intensiven Robbenjagd im 19. und frühen 20. Jahrhundert wurde der Antarktische Seebär nahezu ausgerottet. Nur wenige Individuen konnten auf Südgeorgien überleben und bildeten somit einen genetischen ‚Bottleneck‘ (Hoffman et al., 2011). Daneben weisen neuere genetische Studien auf eine Reliktpopulation auch auf den South Shetland Islands und möglicherweise auf Bouvetøya hin (Wynen et al., 2000; Hofmeyr et al., 2005b; Bonin et al., 2013). Seit den 1930er Jahren hat sich der Bestand des Antarktischen Seebären – primär ausgehend von der sehr kleinen Restpopulation auf Südgeorgien – deutlich erholt. Infolge dessen wurden vormals erloschene Populationen relativ schnell wiederbesiedelt, darunter Bouvetøya, Marion Island, Heard und South Shetland Islands (Wynen et al., 2000; Bonin et al., 2013). Leukistische Exemplare außerhalb des Scotia-Bogens wurden nur auf Bouvetøya und Marion Island dokumentiert, darunter sowohl adulte als auch ein Jungtier (Hofmeyr et al., 2005a; Hofmeyr et al., 2005b; de Bruyn et al., 2007; Wege et al., 2015). Insgesamt nimmt die Häufigkeit des für den Leukismus verantwortlichen Genabschnitts mit der geografischen Distanz zu Südgeorgien schnell ab, was auf einen lokal begrenzten Genfluss v. a. zu den South Shetland Island und Bouvetøya hinweist (Hoffman et al., 2018). Somit kann in weiter entfernten Gebieten eine von Südgeorgien ausgehende Migration zwar lokal bedeutend sein, scheint jedoch bei der Erholung der dortigen Bestände keine größere Rolle zu spielen (Hoffman et al., 2018).

5.7 Stansbury Peninsula, Nelson Island

Die im Norden von Nelson Island gelegene Stansbury Peninsula (Abbildung 35) wurde am 22.12.2018 und 19.02.2018 besucht und dabei der Bestand des Südlichen Riesensturmvogels erneut erfasst. Hierbei wurden insgesamt 56 Brutpaare ermittelt (Tabelle 29 im Anhang E). Damit blieb der Bestand dieser Art in den vergangenen zehn Jahren stabil (Abbildung 42). Langfristig nahm die Brutpaarzahl der Südlichen Riesensturmvogel in diesem Gebiet analog zur Fildes-Region zu (Abbildung 42, siehe Kap. 4.3). Der Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels lag in der Saison 2018/19 mit 0,20 Jungvögel pro Brutpaar unterhalb des Wertes der benachbarten Fildes-Region (siehe Kap. 4.3). Aussagen über die längerfristige Entwicklung des Bruterfolgs können aufgrund der häufig späten Zähltermine nicht getroffen werden.

Eine Erfassung weiterer Brutvögel auf Stansbury Peninsula sowie ein Besuch in der Saison 2019/20 konnten aufgrund logistischer Beschränkungen nicht realisiert werden. Alle bislang zur Verfügung stehenden Brutvogeldata sind in Tabelle 29 bis Tabelle 31 im Anhang E aufgeführt.

Abbildung 42: Entwicklung der Brutpaarzahlen des Südlichen Riesensturmvogels (*Macronectes giganteus*) auf Stansbury Peninsula, Nelson Island (* später Zähltermin im Januar bzw. Februar), Daten entsprechend Tabelle 29 im Anhang E



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

5.8 Cabo Cariz, Nelson Island

Das Gebiet am Cabo Cariz (vormals als Martin Point bezeichnet), Nelson Island (Abbildung 35), konnte in den Saisons 2018/19 und 2019/20 erneut besucht und der dortige Brutvogelbestand erfasst werden. Aufgrund des späten Zähltermins handelt es sich jedoch bei den erfassten Brutpaarzahlen um Mindestwerte.

So wurden am 26.01.2019 insgesamt 29 BP Riesensturmvögel, ein Skuabrutpaar unbestimmten Paartyps, sowie mindestens ein BP Dominikanermöwen erfasst (Tabelle 32 & Tabelle 33 im Anhang E). Zudem wurden 310 Zügelpinguinküken gezählt. Eine Hochrechnung anhand des Bruterfolgs der Zügelpinguine in der Kolonie Narębski Point, Barton Peninsula (siehe Kap. 5.2, Bestand an Zügelpinguinen auf Ardley Island zu gering), ergab einen geschätzten Bestand von 424 BP (Tabelle 32 im Anhang E).

In der darauffolgenden Saison wurden am 22.01.2020 insgesamt 39 besetzte Nester und 30 Küken des Südlichen Riesensturmvogels registriert. Daneben brütete ein Paar Braune Skua in diesem Gebiet. In der Zügelpinguinkolonie am Cabo Cariz wurden insgesamt 453 Jungvögel gezählt. Anhand des Bruterfolgs der nahegelegenen Narebski-Point-Kolonie wurde eine Brutpaarzahl von 331 abgeleitet. Brutpaare bzw. diesjährige Jungvögel der Dominikanermöwe oder Bruten des Kapsturmvogels wurden nicht registriert.

Der Bestand des Südlichen Riesensturmvogels am Cabo Cariz scheint in den vergangenen Jahren stabil zu sein (Tabelle 32 im Anhang E). Dagegen scheint die Zahl der brütenden Dominikanermöwe seit den 1980er Jahren deutlich zurückgegangen zu sein (Tabelle 33 im Anhang E). Über alle anderen Brutvogelarten sind nur sehr bedingt Aussagen möglich.

Die durch Bodenerfassungen ermittelten Brutpaarzahlen der Zügelpinguine (2015/16: 549 BP, 2018/19: 424 BP 2019/20: 331 BP, siehe auch Tabelle 32 im Anhang E) liegen deutlich unterhalb der Angaben, die durch eine Befliegung mit Hilfe von Drohnen durch Mitarbeiter der THINK GmbH gewonnen wurden (2016/17: 791 ± 48 ; Braun et al., 2020b). Da sich die Brutplätze der Pinguine am Cabo Cariz schwer erreichbar entlang eines ins Meer reichenden Felsrückens erstrecken (Pfeifer et al., 2019), wird vermutet, dass bei Bodenerfassungen nicht alle Brutplätze ausreichend gut eingesehen werden können. Somit können Befliegungen durch Drohnen dort offenbar verlässlichere Ergebnisse liefern (Pfeifer et al., 2019).

5.9 Ruin Point, Nelson Island

Erstmals konnte am 26.01.2019 im Norden Nelson Islands das als Ruin Point (SCAR Antarctic Composite Gazetteer SCARCGA Referenznummer 12472) bezeichnete eisfreie Gebiet besucht werden (Abbildung 35). Bislang lagen von diesem Areal keinerlei Informationen über die topografische Beschaffenheit oder das Vorkommen von Brutvögel vor. Das Gebiet besteht aus einem flachen Standabschnitt, einschließlich einer ausgeprägten Strandterrasse, einem felsigen Mittelteil und einer an den Gletscher grenzenden Moränenzone (Abbildung 43). Die eisfreie Fläche von Ruin Point umfasst ca. 0,47 km². Hier wurden fünf BP Dominikanermöwen und je ein Brutpaar der Südpolarskua sowie der Antarktisseeschwalbe erfasst, wobei es sich aufgrund des späten Zähltermins um Mindestangaben handelt.

Abbildung 43: Ansicht von Ruin Point, Nelson Island



Foto: C. Braun, 26.01.2019

5.10 Schlussfolgerungen

Auch wenn nicht alle eisfreien Gebiete der Maxwell Bay aufgrund logistischer Beschränkungen regelmäßig aufgesucht werden konnten, liefern die gewonnenen Daten wertvolle Hinweise über die Brutvogelbestände dieser Areale. Diese können für regionale Vergleiche von Brutvogelbeständen herangezogen werden. Somit ist eine Fortführung der Erfassungen in diesen Gebieten in der Zukunft dringend zu empfehlen.

6 Klimatische Veränderungen im Untersuchungsgebiet

6.1 Vorbemerkungen

In den letzten Jahrzehnten wurden in der Antarktis grundlegende Umweltveränderungen, wie der Rückgang der Gletscher und des Meereises im Gebiet der Antarktischen Halbinsel beobachtet (z. B. Turner et al., 2005a; Turner et al., 2005b; Schofield et al., 2010; Turner et al., 2014), die auf dramatische Klimaveränderungen in der Antarktis und vor allem an der Antarktischen Halbinsel zurückzuführen sind (Kejna, 2003; Meredith & King, 2005; Ducklow et al., 2007; Turner et al., 2007; Steig et al., 2009; Stastna, 2010; Trivelpiece et al., 2011; Bromwich et al., 2013; Kejna et al., 2013; Bromwich et al., 2014; Znój et al., 2017; González & Fortuny, 2018; Wauchope et al., 2019). So wurde zwischen 1955 und 2004 dort ein Temperaturanstieg um 3 °C nachgewiesen (Turner et al., 2005a). Dieser ist vor allem auf die regionalen Änderungen atmosphärischer Zirkulationen als Folge des positiven ‚Southern Annular Mode‘ (SAM) in Zusammenhang zu bringen, die außerdem eine Zunahme der Niederschläge zur Folge haben (Turner et al., 1997; Turner et al., 2005b; Kirchgäßner, 2011). Trotz der zeitweisen Umkehr dieses Trends zwischen 1995 und 2016 unterstreichen aktuelle Studien die Robustheit der stetigen Erwärmung der Antarktischen Halbinsel (z. B. Turner et al., 2016; Oliva et al., 2017; Sancho et al., 2017; González & Fortuny, 2018; Plenzler et al., 2019). Zudem kommt es dort vermehrt zu Temperaturextremen (Turner et al., 2021b). So ist in der WAP-Region eine prozentuale Zunahme extrem warmer Tage und eine Abnahme extrem kalter Tage seit Beginn der Aufzeichnung der Wetterdaten zu beobachten (Franzke, 2013). So wurde beispielsweise am 24.03.2020 an der argentinischen Station Esperanza in der Hope Bay eine Lufttemperatur von 18,3 °C verzeichnet (World Meteorological Organization, 2021). Dennoch ist die Häufigkeit von Temperaturextremen in den vergangenen Jahren zurückgegangen. Dieser Trend extremer Temperaturen deckt sich mit der Entwicklung der durchschnittlichen Temperaturen in der Antarktis (Turner et al., 2021b).

Das Klima des Untersuchungsgebietes ist vor allem durch vergleichsweise milde Temperaturen, hohe Niederschlagsmengen und hohe Luftfeuchtigkeit, als auch starke Winde aus überwiegend westlicher Richtung charakterisiert. Außerdem zeichnet sich das Gebiet durch eine starke interannuelle Variabilität als Folge der Interaktionen zwischen Meereis, Ozean und atmosphärischen Bewegungen aus (Kejna et al., 2013) und wird stark durch großräumige (synoptische) Wettersysteme innerhalb des zirkumpolaren Tiefdruckgebiets beeinflusst (Turner et al., 2021b).

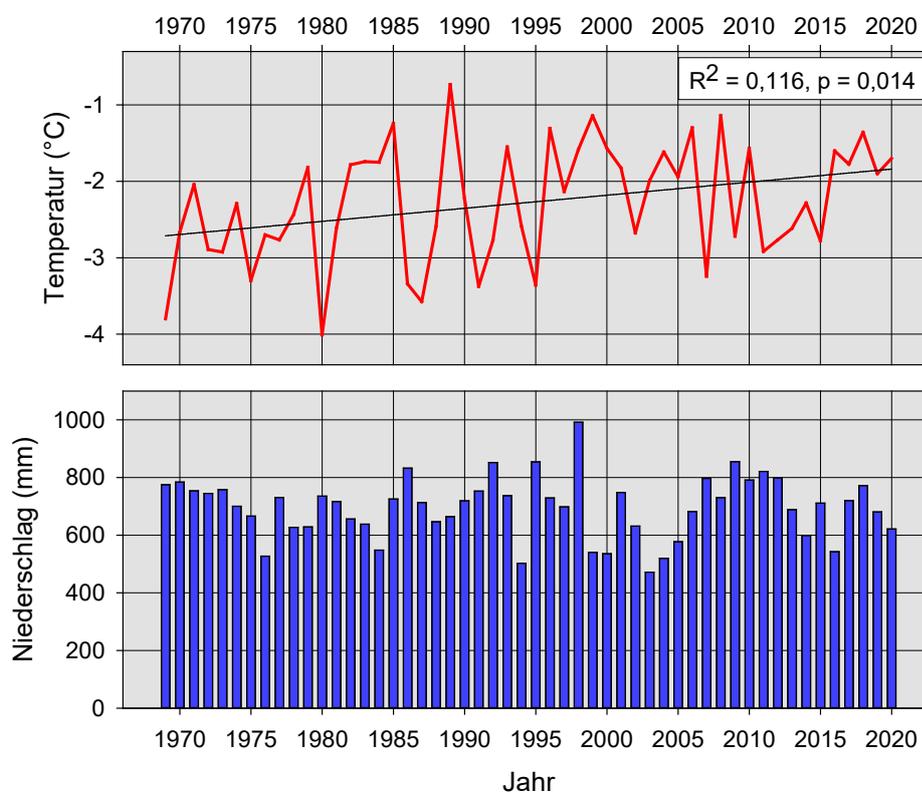
6.2 Auswertung der meteorologischen Daten der Station Bellingshausen

Aktuelle Veränderungen der klimatischen Bedingungen zwischen 1968 und 2013 bzw. 2018 im Bereich der im Untersuchungsgebiet gelegenen Station Bellingshausen wurden in ausführlicher Form in Braun et al. (2017a & 2020b) erläutert. Eine aktuelle Darstellung der Entwicklung der Jahresmitteltemperatur zwischen 1968 und 2020 ist Abbildung 44 zu entnehmen (Quelle: <https://legacy.bas.ac.uk/met/READER/surface/stationpt.html>). Beim Vergleich der Jahresmitteltemperatur der vergangenen 52 Jahre ist ein signifikanter positiver Trend zu erkennen (Abbildung 44, siehe auch Tabelle 34 im Anhang F). So stieg das Jahresmittel der Lufttemperatur zwischen 1969 und 2020 um 0,889 °C. Dies entspricht einer jährlichen Erwärmung von 0,017 °C. Weiterhin ist eine signifikante Temperaturerhöhung für Winter und Herbst feststellbar, jedoch nicht für den Sommer (Abbildung 45, Tabelle 35 im Anhang F). für den Winter ist ein Temperaturanstieg von 1,956 °C (jährliche Änderung um 0,016 °C/a) und für

den Herbst von 1,314 °C (jährliche Änderung um 0,009 °C/a) zu verzeichnen. Bei der Betrachtung der jährlichen Niederschlagsmengen (Abbildung 44) ist kein signifikanter Trend, jedoch eine sehr hohe Variabilität, erkennbar (siehe Tabelle 36 in Anhang F). Im Gegensatz zu den in Braun et al. (2017a; 2020b) dargestellten Ergebnissen lässt sich inzwischen für den Monat Januar im Langzeittrend eine signifikante Zunahme der Niederschlagsmenge nachweisen (lin. Regr.: $R^2 = 0,742$, $p = 0,048$, $n = 53$, siehe Tabelle 36 im Anhang F).

Ferner ist zudem ein negativer Zusammenhang zwischen niedrigen Jahresmitteltemperaturen und jährlicher Niederschlagsmenge im gesamten Untersuchungszeitraum (Spearman-Korrelation: $r = -0,037$, $p = 0,008$, $n = 52$) nachweisbar.

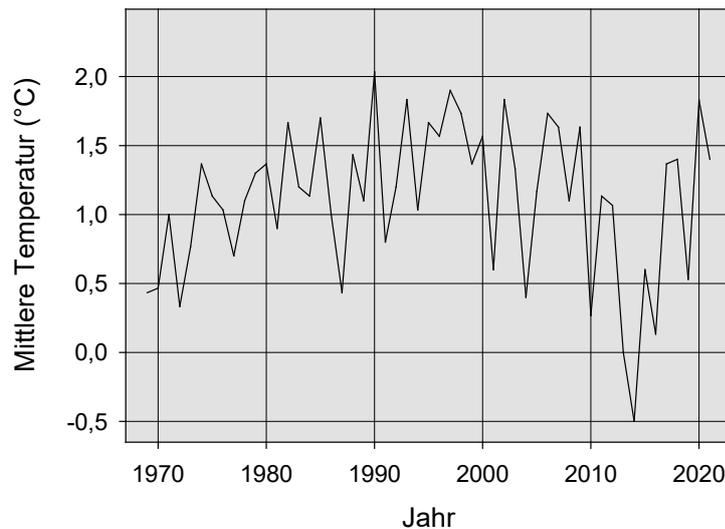
Abbildung 44: Entwicklung des Jahresmittels der Lufttemperatur und der jährlichen Niederschlagsmenge an der Station Bellingshausen zwischen 1969 und 2020 (Darstellung nach Pasik et al., 2021)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Zusätzlich wurden lineare Trends einer Temperaturzunahme für die Wintermonate (Juni, Juli und August, $R^2 = 0,094$, $p = 0,025$, $n = 53$) und Herbstmonate (März, April, Mai, $R^2 = 0,14$, $p = 0,006$, $n = 53$) ermittelt (siehe Tabelle 35 im Anhang F). Die mittlere Temperatur im Sommer (Dezember, Januar und Februar) und Frühjahr (September, Oktober, November) stieg im Langzeitvergleich hingegen nicht signifikant an.

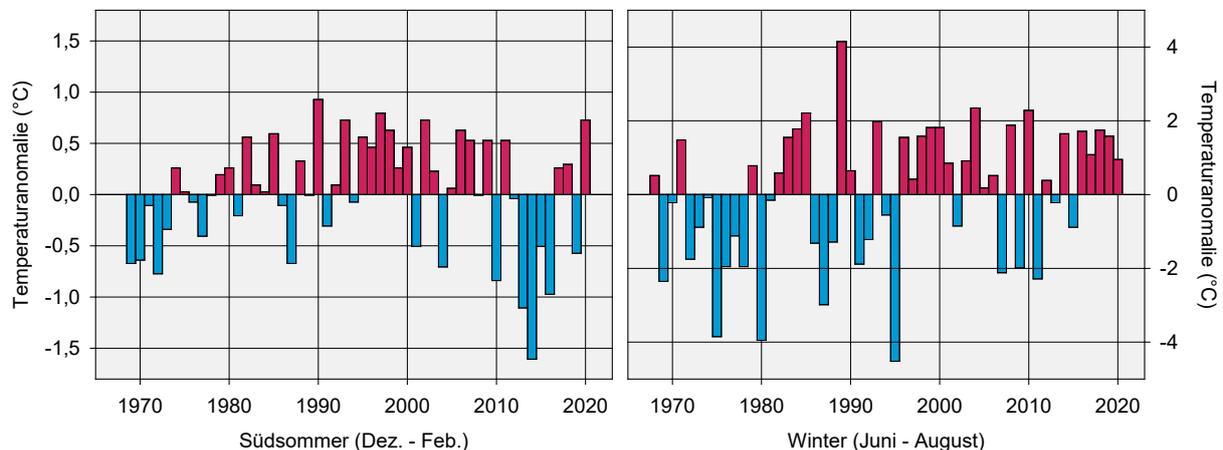
Abbildung 45: Entwicklung der mittleren Lufttemperatur während der Sommermonate (Dezember, Januar, Februar) an der Station Bellingshausen zwischen 1969 und 2021



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Bei der Betrachtung der Temperaturanomalie, d. h. der jeweiligen Abweichung vom langjährigen Mittel der Südsommermonate (Dezember, Januar und Februar), ist eine Häufung kühlerer Sommermonate seit der Saison 2000/01, vor allem seit Saison 2009/10, auffällig (Abbildung 46). Im Winter hingegen ist seit der Saison 2009/10 eine Häufung wärmerer Monate zu beobachten (Abbildung 46).

Abbildung 46: Anomalie der Lufttemperatur während der Sommer- und Wintermonate zwischen 1968 und 2021; zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen

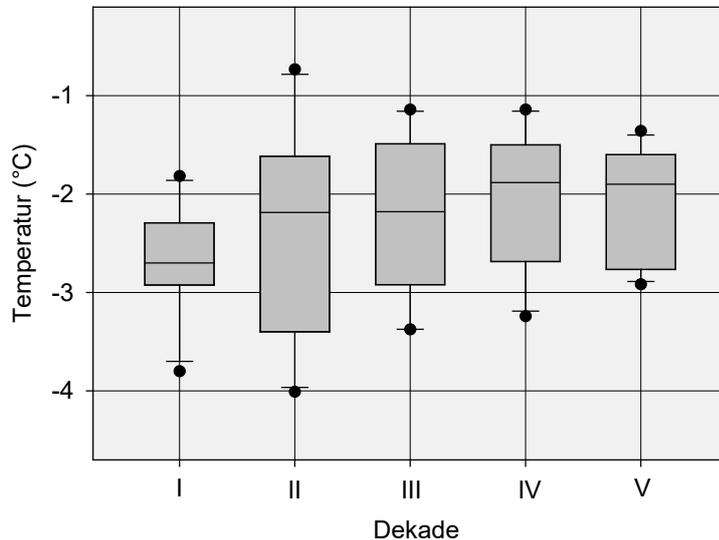


Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Wie bereits in Braun et al. (2020b) beschrieben, unterscheiden sich die mittlere Sommertemperatur in den einzelnen Dekaden im gesamten Messzeitraum nur geringfügig voneinander. Lediglich in der Dekade 1990-1999 (Dekade III) wurden signifikant höhere Sommertemperaturen verzeichnet als in den Dekaden I (1969-1979) und Dekade V (2010-2020, One-way-ANOVA: $H = 13,974$, $p = 0,007$, Abbildung 47). Außerdem wird deutlich, dass es in Dekade II (1980-1989) vergleichsweise extremere Temperaturmaxima und -minima gab als in den übrigen Dekaden (Abbildung 47). Dies deckt sich mit der Aussage von Turner et al. (2021a), wonach am 29. Januar 1982 einen Temperaturrekord von 11,28 °C in Bellingshausen erfasst

wurde. Die mittlere Jahrestemperatur als auch die mittlere Winter-, Herbst- und Frühjahrstemperatur zeigen für die jeweiligen Dekaden keine signifikanten Unterschiede.

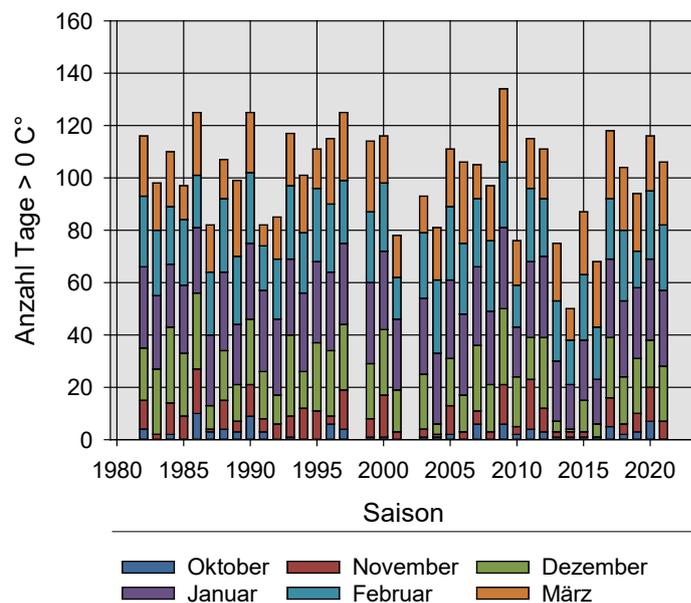
Abbildung 47: Entwicklung der mittleren Sommertemperatur zwischen 1969 und 2021 nach Dekaden (Dekade I: 1969-1979, II: 1980-1989, III: 1990-1999, IV: 2000-2009, V: 2010-2021); im Boxplot dargestellt sind Median, unteres und oberes Quartil sowie Ausreißer (Punkte)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Besonders relevant für die verschiedenen Prozesse in der Region, wie beispielsweise die Gletscherentwicklung oder die Ausbreitung von Pflanzen ist die Anzahl der Tage, an denen das Temperaturmittel den Gefrierpunkt übersteigt, die sogenannten Über-Null-Tage. Diese zeigen im Langzeitvergleich bei deutlichen jährlichen Schwankungen keinen linearen Trend (lin. Regr.: $R^2 = 0,0395$, $p = 0,232$, $n = 38$, Abbildung 48). Für die Zukunft wird für die Antarktische Halbinsel eine weitere Zunahme der Über-Null-Tage erwartet (Bozkurt et al., 2021).

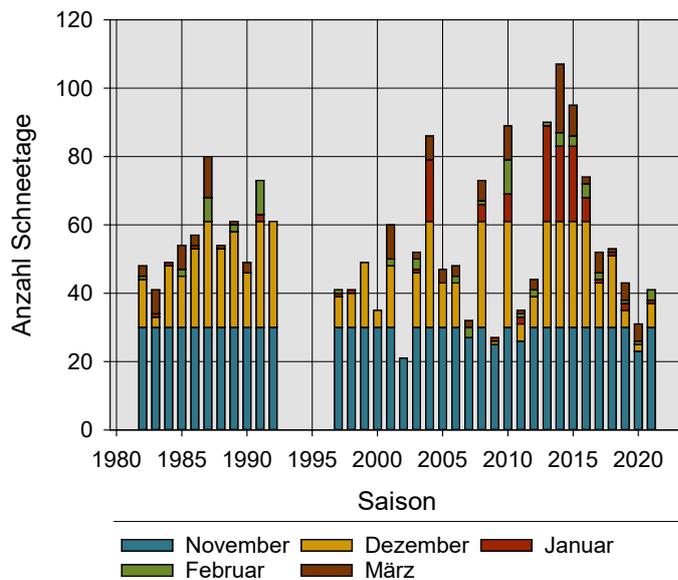
Abbildung 48: Entwicklung der Über-Null-Tage in den Monaten Oktober bis März der Saisons 1981/82 bis 2020/21



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

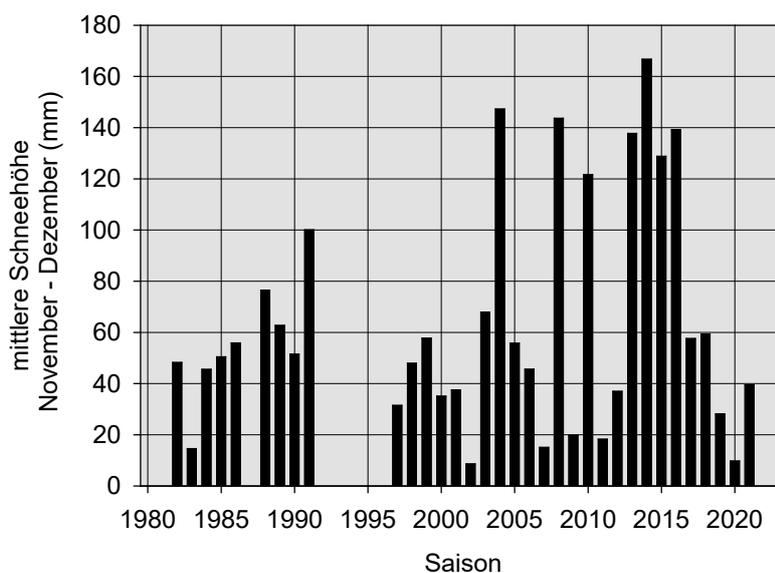
Um den Einfluss der Schneebedeckung zu verschiedenen Zeitpunkten der Saison auf die Brut heimischer Seevögel sowie das Pflanzenwachstum zu untersuchen, wurden die Anzahl der Tage mit Schneebedeckung sowie die mittlere Schneehöhe, berechnet aus tagesgenauen Werten für die Monate November, Dezember, Januar, Februar und März, herangezogen (Quelle: S. Jagovkina, AARI). Hinsichtlich der Anzahl der Tage mit Schneebedeckung wird eine sehr große Variabilität der Saisons 1981/82 bis 2020/21 bei Abwesenheit eines linearen Langzeittrends deutlich (lin. Repr.: $R^2 = 0,005$, $p = 0,693$, $n = 34$, Abbildung 49).

Abbildung 49: Anzahl der Tage mit Schneebedeckung in den Monaten November bis März der Saisons 1981/82 bis 2020/21



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Abbildung 50: Mittlere Schneehöhe in den Monaten November und Dezember der Saisons 1980/81 bis 2020/21



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Die mittlere Schneehöhe der Saisons 1982 bis 2021 zeigt ebenfalls erhebliche jährliche Schwankungen sowie keinen linearen Langzeittrend (lin. Regr.: $R^2 = 0,058$, $p = 0,169$, $n = 34$, Abbildung 50).

Die hier dargestellten Wetterdaten der Station Bellingshausen unterstreichen die vielfach beschriebenen klimatischen Veränderungen der WAP-Region (Kejna, 2003; Meredith & King, 2005; Ducklow et al., 2007; Turner et al., 2007; Steig et al., 2009; Stastna, 2010; Trivelpiece et al., 2011; Bromwich et al., 2013; Kejna et al., 2013; Bromwich et al., 2014; Znój et al., 2017; González & Fortuny, 2018; Wauchope et al., 2019). So ist auch hier ein genereller Lufttemperaturanstieg ab der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts, wenn auch geringer als im Süden der WAP-Region, zu verzeichnen.

Die mehrfach beschriebene Phase einer Abkühlung zwischen 1998 und 2016 (González & Fortuny, 2018) bzw. 1999 und 2014 (Turner et al., 2016) war an der Station Bellingshausen ebenfalls erkennbar. Der erneute Temperaturanstieg der vergangenen vier Jahre lässt außerdem vermuten, dass die Kaltperiode abgeschlossen ist. Im Untersuchungsgebiet lässt sich auch ein Rückgang extremer Temperaturereignisse während der letzten Jahrzehnte feststellen (Abbildung 47).

7 Ausbreitung der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island

7.1 Vorbemerkungen

Die einzigen beiden in der Antarktis heimischen Gefäßpflanzenarten Antarktische Schmiele (*Deschampsia antarctica*) und Antarktische Perlwurz (*Colobanthus quitensis*) gelten als geeignete Indikatoren für die Auswirkungen der aktuellen Klimaveränderungen, da diese im Vergleich zu den in der Antarktis dominierenden Kryptogamen deutlich stärker auf sich verbessernde Umweltbedingungen reagieren (Lewis-Smith, 1994).

Basierend auf einer ersten Erfassung der Bestände der Antarktischen Schmiele in der Saison 1984/85 sowie auf einer Folgekartierung in der Saison 2000/01 auf der Fildes Peninsula und Ardley Island lagen bereits Daten zur Verbreitung dieser Art sowie zu deren Bestandsänderung vor (Gebauer et al., 1987; Gerighausen et al., 2003). In den Saisons 2016/17 und 2017/18 wurde eine erneute Kartierung vorgenommen (siehe Braun et al., 2020b, Kap. 5). Aufgrund der drastischen Ausbreitung der einheimischen Grasart, der Größe der zu kartierenden Fläche sowie der Anzahl der zu erfassenden Parameter konnte jedoch nicht das gesamte Untersuchungsgebiet abgedeckt werden. In der vorliegenden Studie wurde die Erfassung der Grasstandorte nun beendet und die Kartierung um das Gebiet im äußersten Nordwesten der Fildes Peninsula gemäß der in Braun et al. (2020b, Kap. 5.2) beschriebenen Methodik ergänzt.

Ausführliche Informationen zur Habitatcharakterisierung der aktuellen Verbreitung von *D. antarctica* wurden bereits in Braun et al. (2020b) dargelegt und die vorhandenen Kenntnisse zu Einflüssen von Umweltfaktoren auf das Wachstum dieser Grasart diskutiert. Nachfolgend werden die Ergebnisse der abgeschlossenen Kartierung des Vorkommens von *D. antarctica* auf der Fildes Peninsula und Ardley Island dargestellt.

7.2 Ergebnisse und Diskussion

7.2.1 Aktuelle Verbreitung der Antarktischen Schmiele auf der Fildes Peninsula und Ardley Island

Im Rahmen der ergänzenden Kartierung der Untersuchungsfläche wurden im äußersten Nordwesten der Fildes Peninsula 628 Bestände von *D. antarctica* erfasst. In Abbildung 57 wird die starke Konzentration von Beständen dieser Grasart im Untersuchungsgebiet deutlich.

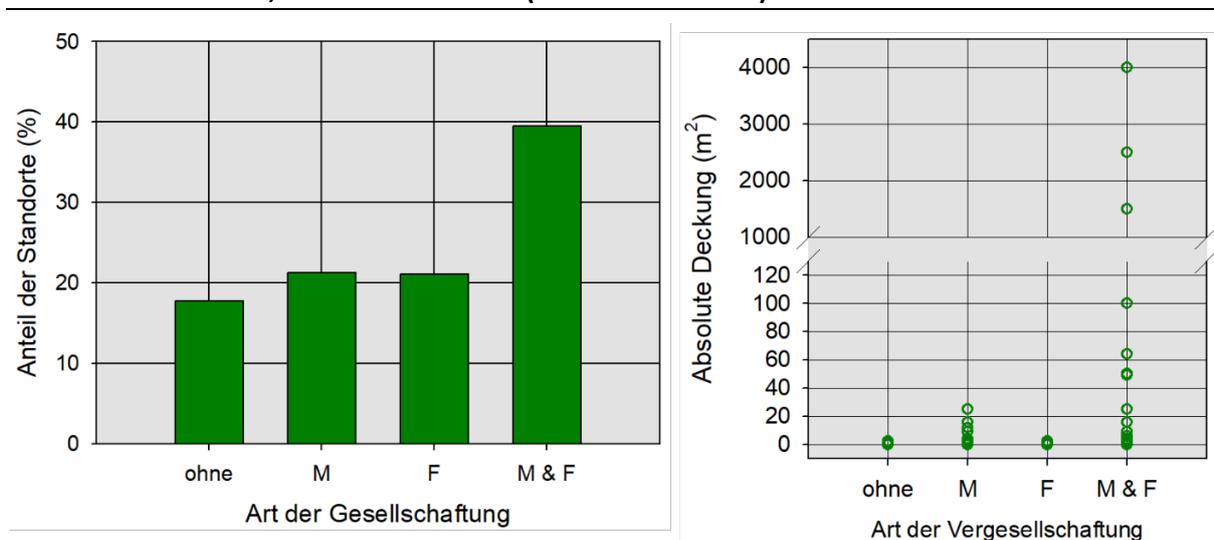
Resultierend aus der nun vervollständigten Erfassung aller Bestände von *D. antarctica* wurde im gesamten Untersuchungsgebiet eine Fläche von 29,1 km² kartiert und 2.540 Pflanzenstandorte erfasst. Die Gesamtdeckung von *D. antarctica* auf der Fildes Peninsula und Ardley Island beträgt 9.360 m². Der überwiegende Anteil der Standorte entfällt dabei mit 95 % auf kleinere Bestände von *D. antarctica* mit einer absoluten Deckung von bis zu 1 m². Größere Bestände wurden weitaus seltener registriert. So machten Bestände mit einer Fläche von bis zu 10 m² nur knapp 4 % aller erfassten Standorte aus, während Grasflächen von bis zu 100 m² weniger als 1 % der Bestände ausmachten. Lediglich drei Bestände wiesen eine Deckung von über 100 m² aus. Diese befanden sich ausschließlich im äußersten Nordosten der Fildes Peninsula auf der Halbinsel Nebles Point (Braun et al., 2020b).

Im Untersuchungsgebiet kommt *D. antarctica* vor allem in leicht geneigten W-, NW-, N- bis NO-exponierten, also höherer Sonneneinstrahlung ausgesetzten Lagen vor (Gerighausen et al.,

2003). Eine mittlere Bodenfeuchtigkeit wird bevorzugt, aber je nach Standort kann diese von trocken bis nass variieren (Greene & Holtom, 1971; Gerighausen et al., 2003).

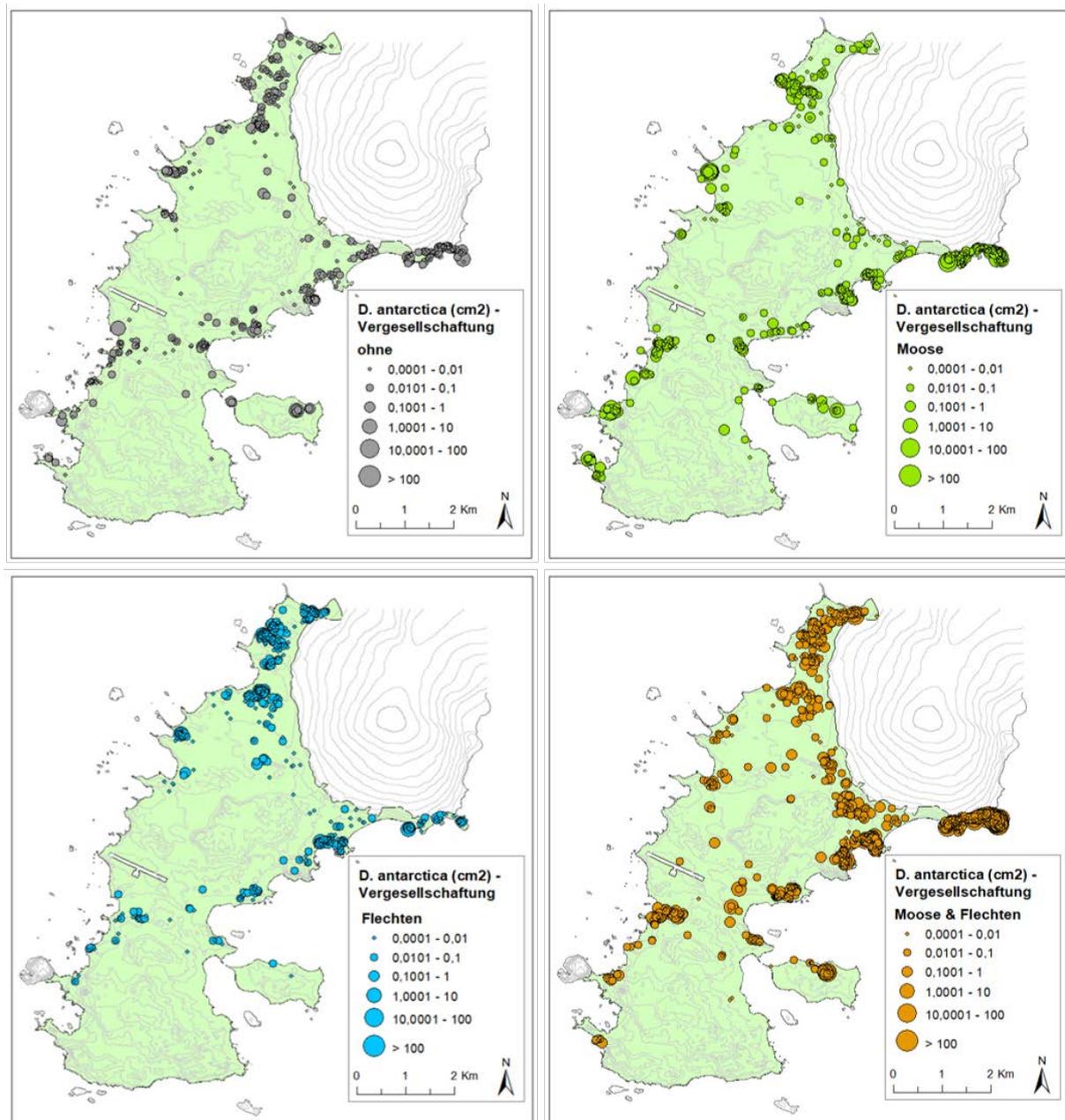
In Abbildung 52 wird die räumliche Verteilung der Verbreitung der Standorte mit der jeweiligen Vergesellschaftung von *D. antarctica* mit verschiedenen Vegetationstypen dargestellt. Auffallend ist hierbei ist der hohe Anteil von Grasbeständen, die sowohl mit Moosen und Flechten assoziiert sind, besonders im Vorfeld des Gletscherrandes des Bellingshausen-Doms. Dagegen finden sich im Südwesten der Fildes Peninsula überwiegend Moos-assoziierte Grasbestände (Abbildung 52). Zudem wird anhand der gewonnenen Daten deutlich, dass der Anteil an Standorten, an denen diese Grasart gemeinsam mit verschiedenen Kryptogamen vorkommt, mit ca. 82 % deutlich überwiegt. Im Vergleich zu den in Braun et al. (2020b) dargestellten Ergebnissen erhöhte sich der Anteil an Standorten, an denen die Grasart ausschließlich mit Strauchflechten assoziiert wächst gegenüber Beständen, die entweder mit Moosen, mit Moosen und Flechten oder mit keiner der beiden Vegetationstypen gemeinsam vorkommen (Abbildung 51). Ursache hierfür ist die Habitatbeschaffenheit des in der Ergänzungskartierung erfassten Gebietes, einem größtenteils felsigen Plateau (Abbildung 52). Dabei wies die jeweilige absolute Deckung einen deutlichen statistischen Zusammenhang mit dem Typ der Vergesellschaftung auf (One-Way-ANOVA on Ranks: $H = 352, 217, p < 0,001$). Dabei wurden die größten Bestände von *D. antarctica* in einer Vergesellschaftung sowohl mit Moosen als auch mit Flechten registriert (Abbildung 51).

Abbildung 51: Häufigkeit (links) und absolute Deckung (rechts) von Standorten der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) mit verschiedenen Arten der Vergesellschaftung auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 bis 2019/20: M – Moos, F – Strauchflechten (ohne Nebles Point)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Abbildung 52: Übersicht über die Verbreitung und Größe von Beständen der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) mit verschiedenen Arten der Vergesellschaftung auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 bis 2019/20: oben links – ohne, oben rechts – Moose, unten links – Strauchflechten, unten rechts – Moose & Strauchflechten

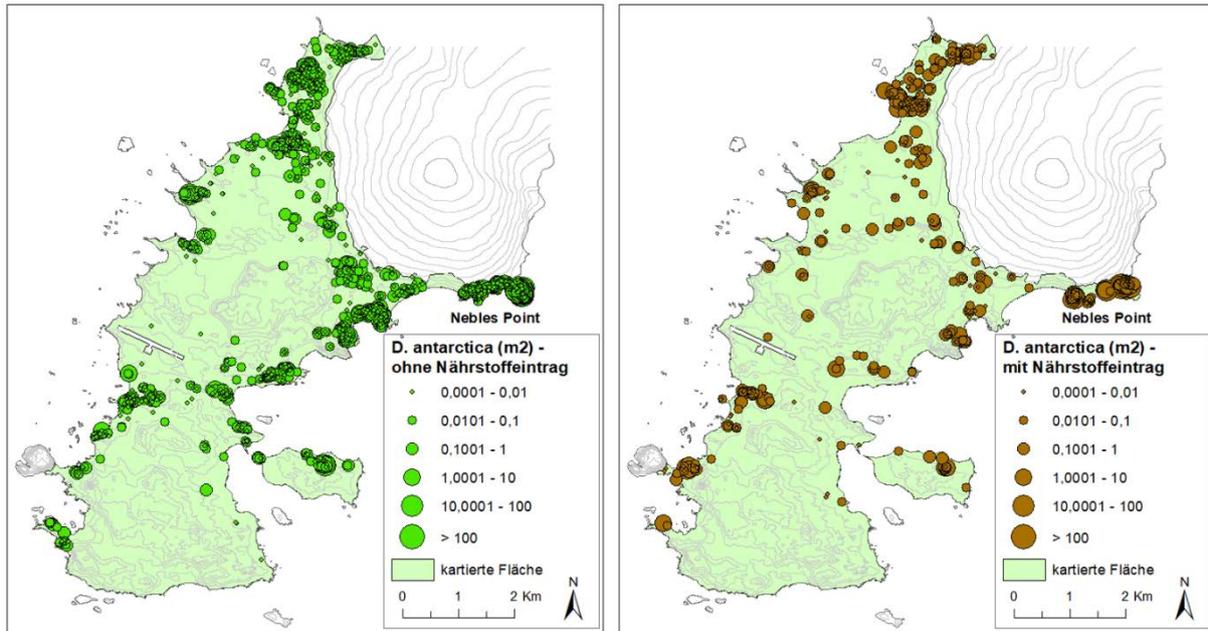


Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Deutlich wurde auch die Bedeutung des Nährstoffeintrags durch Seevögel und Robben, da sich an ca. 21 % aller Standorte ein entsprechender Einfluss nachweisen ließ (Abbildung 53 & Abbildung 54). Dieser konzentriert sich insbesondere auf Gebiete mit Riesensturmvogelkolonien im Norden der Fildes Peninsula, findet sich jedoch auch an Brutplätzen von Skuas und Dominikanermöwen im übrigen Gebiet (Abbildung 53). Am häufigsten wurde ein Nährstoffeintrag durch Skuas an deren Brut- und Fressplätzen nachgewiesen, gefolgt von Nestern von Dominikanermöwen und Ruheplätzen von Robben an den Küsten der Fildes Peninsula (Abbildung 54). Die absolute Deckung der Grasbestände zeigt für alle Arten des

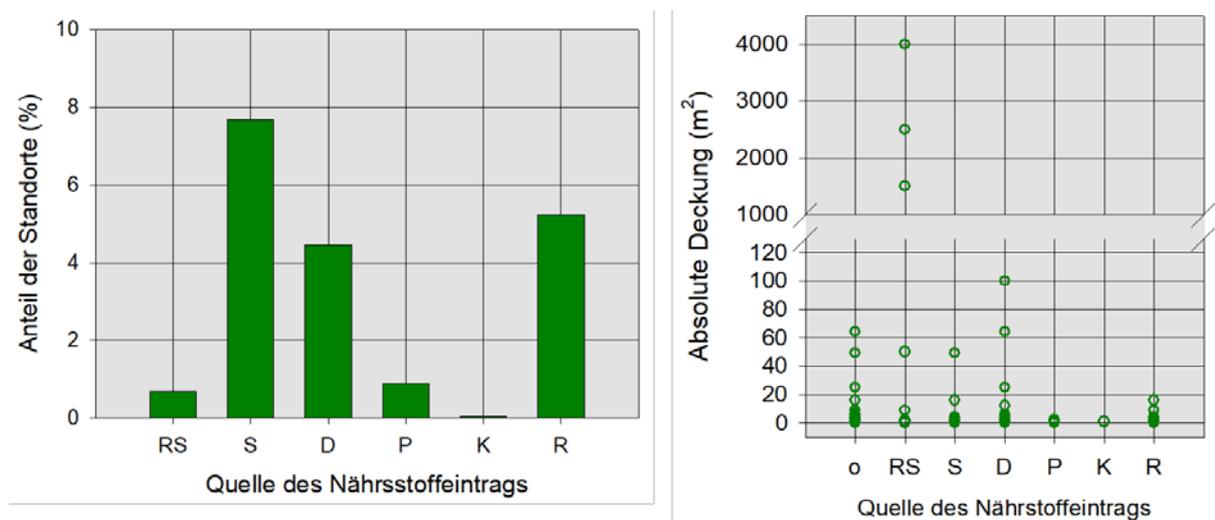
Nährstoffeintrags einen statistisch signifikanten Zusammenhang (One-Way-ANOVA on Ranks: $H = 83,177$, $p < 0,001$). Die größten Bestände fanden sich dabei in Kolonien des Riesensturmvogels (Abbildung 54).

Abbildung 53: Übersicht über die Verbreitung und Größe von Beständen der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) ohne (links) und mit (rechts) direktem Nährstoffeintrag durch Vögel und Robben auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 bis 2019/20



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

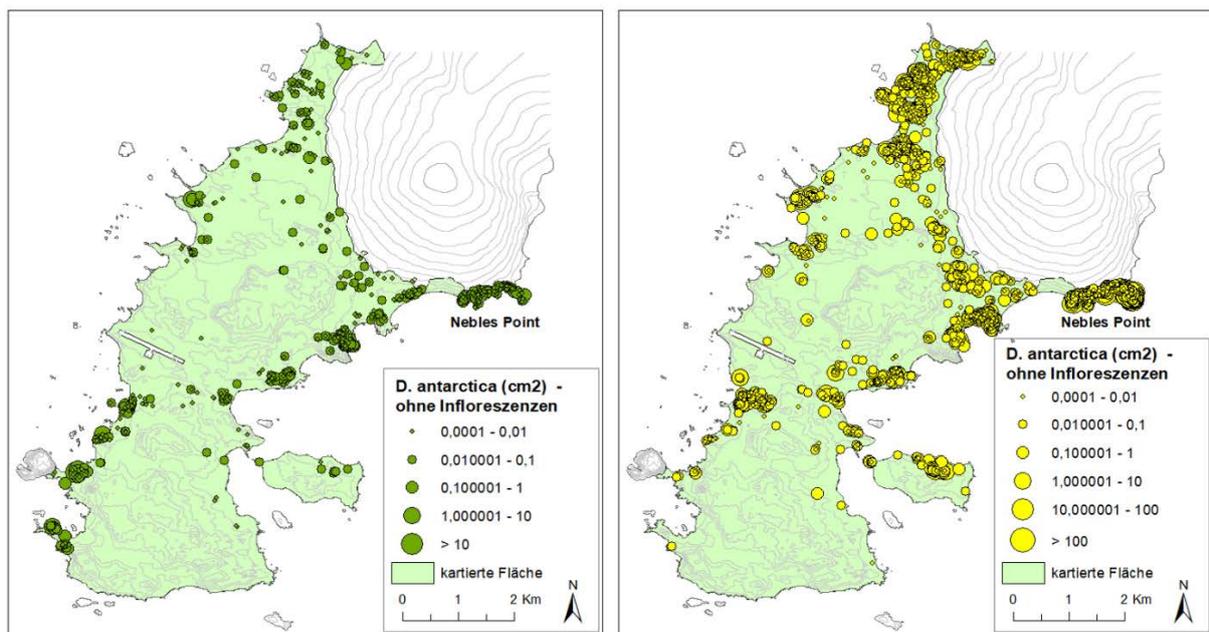
Abbildung 54: Häufigkeit (links) und absolute Deckung (rechts) von Standorten der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island mit Angabe der Quelle des Nährstoffeintrags durch verschiedene Vogel- und Robbenarten in den Saisons 2016/17 bis 2019/20: o – ohne, RS – Südlicher Riesensturmvogel, S – Skua, D – Dominikanermöwe, P – Pinguine, K – Kapsturmvogel, R – Robben)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

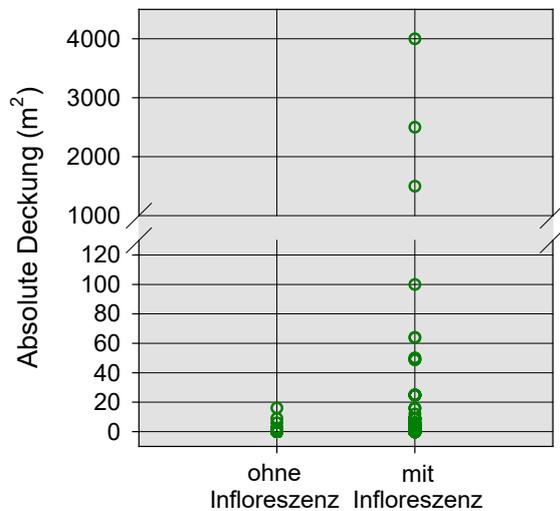
Hinsichtlich des Vorhandenseins von Beständen von *D. antarctica* mit einem generativen Reproduktionsstatus in Form von Infloreszenzen bzw. Blütenständen auf der Fildes Peninsula und Ardley Island ergaben sich im Zuge der vervollständigten Kartierung nur geringfügige Änderungen zu den in Braun et al. (2020b) getroffenen Aussagen (Abbildung 55 & Abbildung 56). Der Anteil von Grasbeständen, an denen aktuelle und/oder vorjährige Blütenstände erkennbar waren, erhöhte sich leicht auf ca. 75 %. Größere Bestände wiesen dabei deutlich häufiger Blütenstände auf als einzelne Graspolster oder kleinere Aggregationen (Abbildung 56). In Abbildung 55 wird ein auffallend hoher Anteil an Grasbeständen ohne Blütenstände im südwestlichen Bereich der Küste der Fildes Peninsula deutlich. In allen anderen Gebieten dominierten Standorte, an denen Blütenstände nachweisbar waren. Es ist bekannt, dass die Ausbildung von Blüten stark abhängig ist vom Nährstoffgehalt des Bodens (Smykla et al., 2007; Gielwanowska & Kellmann-Sopyla, 2015). Generell scheint die generative Vermehrung für *D. antarctica* über Samen von geringer Bedeutung zu sein (McGraw & Day, 1997; Fasanella et al., 2017). Somit dominiert vegetative Vermehrung – ausgehend von bestehenden Polstern – die Verbreitung von *D. antarctica* und resultiert in einer geringen genetischen Vielfalt zwischen Standorten in der Antarktis (Holderegger et al., 2003; Fasanella et al., 2017).

Abbildung 55: Übersicht über die Verbreitung und Größe von Beständen der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) ohne (links) und mit (rechts) Infloreszenzen auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 bis 2019/20



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Abbildung 56: Absolute Deckung von Beständen der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) ohne (links) und mit (rechts) Infloreszenzen auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 bis 2019/20



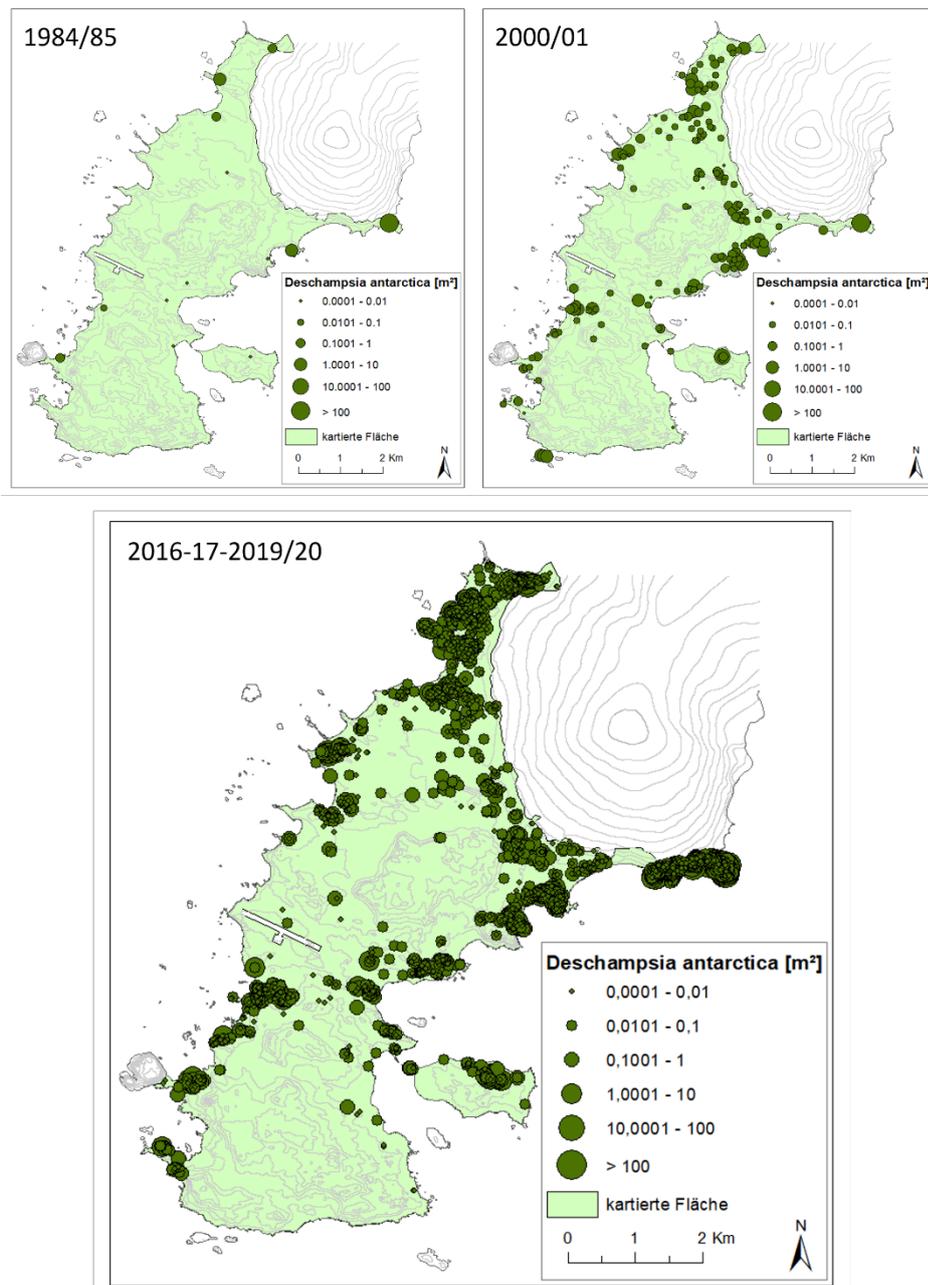
Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Eine ausführliche Diskussion zur aktuellen Verbreitung von *D. antarctica* auf der Fildes Peninsula und Ardley Island sowie zu relevanten Faktoren und Einflüssen für das Wachstum dieser Grasart finden sich in Braun et al. (2020b, Kap. 5.3.2). Generell beeinflussen Aspekte wie Topographie, klimatische Bedingungen, Beschaffenheit des Substrats bzw. Bodens sowie die Verfügbarkeit von Wasser und Nährstoffen das Wachstum und die Verbreitung von *D. antarctica*. Die gezeigten Unterschiede bei der lokalen Verbreitung dieser Grasart im Untersuchungsgebiet beruhen vor allem auf sehr unterschiedlichen mikroklimatischen Bedingungen. Daneben werden die Ansiedlung und das Wachstum von Gefäßpflanzen in polaren Tundren durch bereits vorhandene Kryptogamengesellschaften – im Untersuchungsgebiet vor allem in der Form von Moosen – positiv beeinflusst (Carlsson & Callaghan, 1991; Gold & Bliss, 1995; Gerighausen et al., 2003; Groeneveld et al., 2007; Krna et al., 2009; Gornall et al., 2011; Casanova-Katny & Cavieres, 2012; Molina-Montenegro et al., 2013; Durán et al., 2021). So können Moospolster oder -teppiche sowohl Bodenbildungsprozesse, das Mikroklima sowie die Wasserverfügbarkeit entscheidend beeinflussen (z. B. Gimingham & Lewis-Smith, 1970; Longton, 1974; Lewis-Smith, 1999; Gornall et al., 2007; Block et al., 2009). Zudem können die Konzentrationen von Phosphor, Stickstoff und Kalium unter Pflanzendecken höher liegen als auf vegetationsfreiem Untergrund (Roberts et al., 2009). Ein zusätzlicher Nährstoffeintrag durch Seevögel und Robben kann sich ebenfalls positiv auswirken, da Böden in der Antarktis im Allgemeinen als nährstoffarm gelten (Lewis-Smith, 1984). Eine Ausnahme bildet die unmittelbare Umgebung von Brutplätzen von Seevögeln (Simas et al., 2007; Abakumov & Alekseev, 2018; Łachacz et al., 2018). Aufgrund ihrer hohen Brutvogeldichte gelten die Mehrzahl der Böden in der Fildes-Region als ornithogen (Abakumov, 2018). Wie bereits in zahlreichen Studien gezeigt (Greene & Holtom, 1971; Edwards, 1972; Barcikowski et al., 1999; Gerighausen et al., 2003; Lewis-Smith, 2003) befanden sich besonders reiche Bestände sowie größere Polster von *D. antarctica* an nährstoffreichen Standorten in der Nähe von Vogelkolonien.

7.2.2 Ausbreitung der Antarktischen Schmiele im Untersuchungsgebiet in den vergangenen Jahrzehnten

Erstmals wurde die Präsenz der Antarktischen Schmiele in der Fildes-Region für das Jahr 1966 in einer an die Flat-Top-Halbinsel östlich angrenzende Bucht dokumentiert (John 1966 zitiert in Greene & Holtom, 1971; Lindsay, 1971). Weitere Einzelnachweise folgten in den nachfolgenden Jahren (Nikolaev, 1975; Komarkova et al., 1985), wobei hier erstmals Funde von *D. antarctica* auf Ardley Island sowie 1 km südwestlich des Felsens Suffield Point im Osten der Fildes Peninsula erwähnt wurden.

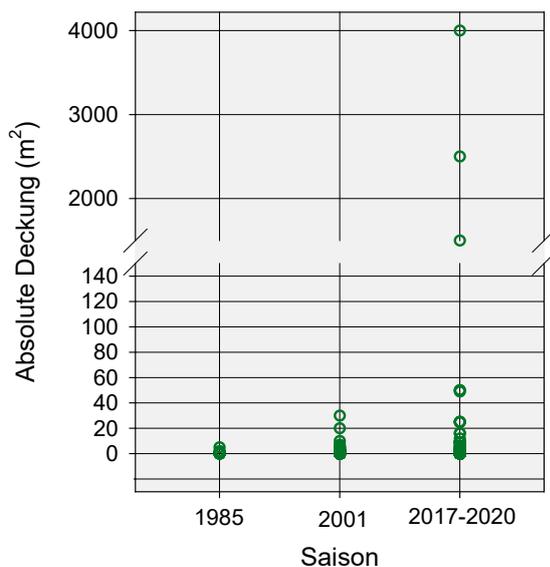
Abbildung 57: Verteilung und Größe der Standorte der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 1984/85, 2000/01 und 2016/17 bis 2019/20



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Basierend auf zwei vorangegangenen vollständigen Kartierungen der Antarktischen Schmieie sowie der aktuellen Kartierung lässt sich eine außerordentlich deutliche Ausbreitung dieser Grasart im Untersuchungsgebiet nachweisen (Abbildung 57, siehe auch Braun et al., 2020b, Kap. 5.3.3). Wurden in der Saison 1984/85 und noch 14 Standorte mit einer Deckung von 9,6 m² erfasst (Gebauer et al., 1987), konnten in der Saison 2000/01 bereits 161 Standorte mit einer Deckung von 143,4 m² dokumentiert werden (Gerighausen et al., 2003). Weitere Erfassungen in einigen Teilgebieten bestätigten dieses Ergebnis (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013). Im Zuge der aktuellen Kartierung, die sich über die Saisons 2016/17 bis 2019/20 erstreckte, erhöhte sich die Zahl der Standorte von *D. antarctica* erheblich auf 2.540, die insgesamt eine Fläche von 8.625,8 m² bedeckten. Die genannten Werte beziehen sich aufgrund möglicher erheblicher Schätzfehler auf das Untersuchungsgebiet ohne die von dichten Grasflächen bedeckten Halbinsel Nebles Point im äußersten Nordosten der Fildes Peninsula. Anhand der vorliegenden Verbreitungskarten wird deutlich, dass neben einer Ausdehnung vorhandener Bestände auch eine Ausbreitung in vormals nicht besiedelte Areale zu verzeichnen ist (Abbildung 57, siehe Gerighausen et al., 2003; Peter et al., 2013). Zudem erhöhte sich die Zahl von Grasbeständen mit einer größeren Deckung deutlich (Abbildung 57 & Abbildung 58). Folglich ist die *D. antarctica* offenbar in der Lage, sich in einem Gebiet nach erfolgreicher Etablierung bei günstigen Bedingungen vergleichsweise schnell auszubreiten (Braun et al., 2020b).

Abbildung 58: Absolute Deckung der einzelnen Bestände der Antarktischen Schmieie (*Deschampsia antarctica*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 1984/05, 2000/01 und 2016/17 – 2019/20; ohne Daten für Nebles Point



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Die hier dargestellten Erkenntnisse zur Ausbreitung der Antarktischen Schmieie in den vergangenen Jahrzehnten auf der Fildes Peninsula und Ardley Island bestätigt zahlreiche Studien, in denen eine Expansion der beiden in der Antarktis heimischen Gefäßpflanzen in verschiedenen Gebieten der Antarktis nachgewiesen wurde (z. B. Komarkova et al., 1990; Lewis-Smith, 1990; Fowbert & Lewis-Smith, 1994; Lewis-Smith, 1994; Grobe et al., 1997; Day et al., 1999; Gerighausen et al., 2003; Robinson et al., 2003; Kim et al., 2007; Parnikoza et al., 2009; Parnikoza et al., 2012; Cannone et al., 2016).

Die Ausbreitung der Antarktischen Schmieie in den vergangenen Jahrzehnten auf der Fildes Peninsula und Ardley Island zeigt keine Übereinstimmung mit der Entwicklung der mittleren

Lufttemperatur während der Sommermonate Dezember, Januar, Februar, die im Wesentlichen der Wachstumsperiode für Pflanzen im Untersuchungsgebiet entsprechen (Abbildung 45). So lag die Sommertemperatur zwischen 1985 und 2001 höher als zwischen 2002 und 2020, wenngleich das Signifikanzniveau nicht erreicht wurde ($t = 1,905$, $p = 0,066$).

Zusätzlich stieg die mittlere Temperatur im Herbst zwischen 1968 und 2020 signifikant an (siehe Kap. 6.2, Tabelle 34 in Anhang F), was auf eine Verlängerung der Vegetationsperiode hinweisen könnte (Braun et al., 2020b). Berücksichtigt man jedoch konkret die Anzahl der sogenannten Über-Null-Tage für die Monate Oktober bis März (keine Daten für April und Mai verfügbar), d. h. jene Tage, deren Temperaturmittel den Gefrierpunkt übersteigt, zeigt sich, dass deren Summe zwischen 1985 bis 2001 (16 Jahre, ohne 1998) und 2003 bis 2020 (18 Jahre, keine Daten für 2002) mit insgesamt 1.679 bzw. 1.741 Über-Null-Tagen nahezu konstant blieb (siehe Abbildung 48).

Weiterhin können Änderungen der Schneebedeckung deutliche Effekte auf das lokale Ökosystem haben. Das gilt insbesondere in Gebieten mit einer hohen räumlichen Variabilität, die sowohl biogeochemische Prozesse des darunterliegenden Bodens als auch die Vegetation beeinflussen (Tarca et al., 2022). Aufgrund von Datenlücken lassen sich Aussagen über einen Trend in der Schneebedeckung der Fildes Peninsula für die Perioden zwischen den *Deschampsia*-Kartierungen jedoch nur eingeschränkt treffen. Jedoch scheinen sowohl die Anzahl der Schneetage als auch die mittlere Schneehöhe je Saison sich nicht erhöht zu haben (Abbildung 49 & Abbildung 50).

Die in der vorliegenden Arbeit dargestellte Ausbreitung von *Deschampsia* stimmt mit einer Vielzahl an Studien überein, die die nachweisliche Ausbreitung von Gefäßpflanzen auf die aktuellen Temperaturveränderungen zurückführen (Fowbert & Lewis-Smith, 1994; Lewis-Smith, 1994; Grobe et al., 1997; Day et al., 1999). Höhere Temperaturen spiegeln sich in zahlreichen Aspekten wider, die für das Wachstum und die Ausbreitung von Pflanzen von Bedeutung sind. In polaren Gebieten sind dies insbesondere eine durch Gletscherrückzug verursachte Ausweitung verfügbarer eisfreier Areale, erhöhte Wasserverfügbarkeit, verstärkte Bodenbildung, erhöhte Nährstoffumwandlung und -aufnahme und erhöhte Photosyntheserate, verbesserte Samenproduktion, -reife und -keimung, verstärktes Keimlingsüberleben sowie eine verlängerte Wachstumsperiode (z. B. Holtom & Greene, 1967; Corner, 1971; Adamson & Adamson, 1992; Fowbert & Lewis-Smith, 1994; Lewis-Smith, 1994; Hovenden & Seppelt, 1995b, a; Day et al., 1999; Xiong et al., 2000; Turner et al., 2005b; Day et al., 2008; Chwedorzewska, 2010; Ruhland & Krna, 2010; Hill et al., 2011; Molina-Montenegro et al., 2012; Park et al., 2013; Giełwanowska & Kellmann-Sopyła, 2015; Kellmann-Sopyła & Giełwanowska, 2015; Saéz Delgado et al., 2019; Bokhorst et al., 2021). Wenngleich der Temperaturanstieg in der Fildes-Region geringer ausfällt als in anderen Gebieten der WAP-Region (siehe Kap. 6.2), herrschen hier sowie in weiteren Bereichen der South Shetland Islands offenbar hinreichend gute Bedingungen für eine Expansion von *D. antarctica* (Torres-Mellado et al., 2011). Dagegen erscheint die Ausbreitung dieser Grasart entlang der Antarktischen Halbinsel nicht kontinuierlich und nicht konsistent zum Gradienten des Temperaturanstiegs zu erfolgen (Torres-Mellado et al., 2011). So wurde zwar zwischen 1964 und 1990 eine deutliche Expansion von *D. antarctica* beobachtet, die sich jedoch nachfolgend nicht fortsetzte (Parnikoza et al., 2009). Ursache hierfür könnte eine Limitierung von geeigneten Habitaten und/oder der temporäre Rückgang der Temperaturerhöhung sein, der an der Antarktischen Halbinsel beobachtet wurde (siehe Kap. 6.2; Parnikoza et al., 2009).

Daneben scheinen zahlreiche weitere abiotische und biotische Faktoren für die Ausbreitung von Gefäßpflanzen eine Rolle zu spielen. So sind bereits vorhandene Grasbestände wesentlich für eine weitere Ausbreitung (s. o.). Weiterhin kann die verhältnismäßig große Dichte an Brutvögeln

im Gebiet einen positiven Einfluss das Wachstum und die Ausbreitung von *D. antarctica* durch den Eintrag von Nährstoffen (siehe Kap. 7.2.1; Edwards, 1972; Barcikowski et al., 1999; Simas et al., 2007; Łachacz et al., 2018; Abakumov et al., 2021) sowie durch Ornithochorie, d. h. den Transport von Verbreitungseinheiten oder Samen durch Vektoren haben (Lewis-Smith, 1996; Torres-Mellado et al., 2011; Abakumov et al., 2021). Hierbei ist insbesondere die Verwendung von Pflanzenmaterial zum Nestbau bedeutsam (Edwards, 1972; Quintana & Travaini, 2000; Gerighausen et al., 2003; Parnikoza et al., 2012; Pereira de Albuquerque et al., 2012; Giełwanowska & Kellmann-Sopyła, 2015; Parnikoza et al., 2018). Weiterhin ist *D. antarctica* aufgrund von physiologischen Eigenschaften weniger stickstofflimitiert als Moose und weist verfügt dadurch über einen kompetitiven Vorteil, der zu der aktuellen schnellen Ausbreitung in der Antarktis im Zuge der Klimaänderung beitragen könnte (Green et al., 2011; Hill et al., 2011).

Einzelne Aspekte der Verbreitung und Ökologie sowie der Reaktion von *D. antarctica* auf veränderte Umweltbedingungen in der Antarktis waren bereits Gegenstand zahlreicher Studien (z. B. Holtom & Greene, 1967; Giełwanowska et al., 2005; Giełwanowska et al., 2007; Vera, 2011; Casanova-Katny & Cavieres, 2012; Vera et al., 2013; Ozheredova et al., 2015; Znój et al., 2021). Dagegen wurden nur selten flächendeckende Bestandserhebungen der einheimischen Grasart und kaum Wiederholungsstudien durchgeführt (Corner, 1971; Edwards, 1972; Casaretto et al., 1994; Fowbert & Lewis-Smith, 1994; Vera, 2011; Vera et al., 2013). Somit wird die hohe Bedeutung der vorliegenden Studie in Verbindung mit den beiden vorangegangenen Erfassungen von *D. antarctica* in der Fildes-Region deutlich (Gebauer et al., 1987; Gerighausen et al., 2003), die die schnelle Ausbreitung dieser einheimischen Grasart im Zuge der aktuellen Klimaerwärmung eindrücklich belegen. Zudem bietet die aktuelle Kartierung eine wertvolle Datengrundlage für weitere Untersuchungen, z. B. ein Vergleich der in dieser Studie gewonnenen Ergebnissen der Bodenerfassung mit Daten des ‚Normalized Difference Vegetation Index‘ (NDVI). Dieser basiert auf der höheren Reflektionseigenschaft vitaler Pflanzen im nahen Infrarotbereich (NIR, Wellenlänge etwa 0,78 – 1 µm), in Abhängigkeit vom Chlorophyll-Gehalt, und eignet sich daher gut für Vegetationserfassungen in der Arktis und Antarktis (Hope et al., 1993; Stow et al., 1993; Fretwell et al., 2011; Casanovas et al., 2015a). Daraus sowie aus weiteren spektralen Informationen, wie z. B. im kurzwelligen Infrarotbereich, resultieren können Aussagen zur Unterscheidbarkeit von *D. antarctica* von der Alge *Prasiola crispa* oder dichten Moostepichen verschiedener Gattungen, wie z. B. *Sanonia*, *Polytrichastrum* u. a. mittels NDVI-Analysen sowie zur Präzision dieser Methodik (Calviño-Cancela & Martín-Herrero, 2016; Chi et al., 2021). Hierbei sind mit Hilfe von Drohnenüberflügen gewonnen Luftaufnahmen aufgrund ihrer höheren Auflösung gegenüber Satellitenaufnahmen zu bevorzugen (Pina et al., 2017). Langfristig könnten so weitere Veränderungen der Vegetationsbedeckung in der Fildes-Region mit Hilfe von Fernerkundungsdaten ohne den immensen Arbeits- und Zeitaufwand einer Bodenerfassung überwacht werden (Braun et al., 2020b).

8 Vorkommen der Antarktischen Perlwurz (*Colobanthus quitensis*) in der Fildes-Region und angrenzenden Gebieten

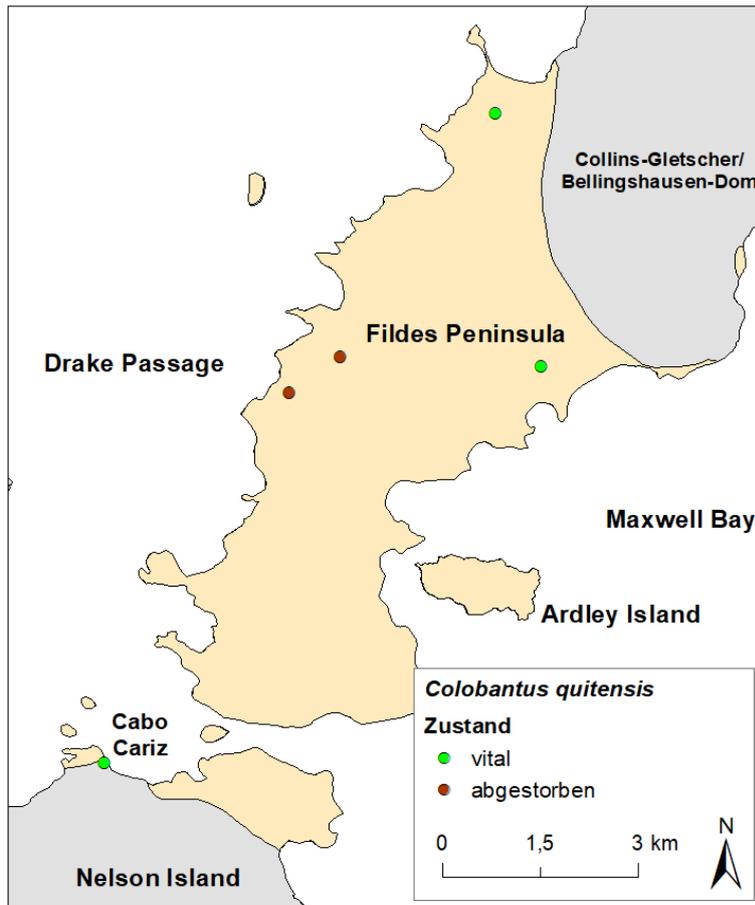
Die Antarktische Perlwurz (*Colobanthus quitensis*) als der zweite Vertreter der beiden heimischen Blütenpflanzen ist entlang der Antarktischen Halbinsel bis auf 69° S verbreitet (Convey et al., 2011) und weist zahlreiche Vorkommen im Bereich der South Shetland Islands auf (z. B. Pfeiffer & Peter, 2003; ATS, 2005a; Kim et al., 2007; Kozeretska et al., 2010; Vera, 2011; ATS, 2012, 2013, 2018b, a). Auch auf der der Fildes Peninsula gegenüberliegenden Halbinsel Cabo Cariz auf Nelson Island wurde ein Bestand dieser Pflanze nachgewiesen (Abbildung 60; Braun et al., 2020b). In der Fildes-Region scheinen dagegen ungünstige lokale Umweltbedingungen, wie insbesondere die vorherrschenden starken Westwinde, eine dauerhafte Etablierung der Antarktischen Perlwurz zu erschweren und damit bislang eine erfolgreiche Ausbreitung dieser Art zu verhindern (Braun et al., 2020b). Nach mehreren Funden von einzelnen, kurz darauf jeweils abgestorbenen Beständen dieser Art in den Saisons 2000/01 und 2008/09 (Abbildung 60; Peter et al., 2008; Peter et al., 2013) war zuletzt in der Saison 2017/18 im Nordosten der Fildes Peninsula ein bislang unbekannter vitaler Bestand von *C. quitensis* registriert worden (Braun et al., 2020b). Daneben wurde im Januar 2020 ein weiterer kleinerer Bestand dieser Art im äußersten Nordwesten der Fildes Peninsula dokumentiert (Abbildung 59 & Abbildung 60). Unter Annahme einer jährlichen Wachstumsrate von 3 mm (Edwards, 1975; Grobe et al., 1997; Vera, 2011) ließ sich ein Alter der Polster von 15 bzw. 5 Jahren ermitteln.

Abbildung 59:: Standort und Detailaufnahme des neu erfassten Bestands der Antarktischen Perlwurz (*Colobanthus quitensis*) im äußersten Nordwesten der Fildes Peninsula



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Abbildung 60: Verteilung aller bekannten Standorte der Antarktischen Perlwurz (*Colobanthus quitensis*) auf der Fildes Peninsula, King George Island und Cabo Cariz, Nelson Island



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

9 Dokumentation von Gletscherrückzugsgebieten ausgewählter Bereiche der Maxwell Bay in Bezug auf die regionale klimatische Entwicklung

9.1 Einleitung

Aufgrund der annähernd vollständigen Vergletscherung der Antarktis (King George Island von etwa 90 % (Pasik et al., 2021)) kann die Entwicklung der Eisdecke Aufschluss über Auswirkungen der aktuellen klimatischen Veränderungen geben. So vermindert sich das Volumen eines Gletschers, wenn die Ablations- (Abschmelzen) und Sublimationsprozesse (direkter Übergang von Wasser vom festen in den gasförmigen Aggregatzustand) die Akkumulationsprozesse der Schneemassen überwiegen. Die Ablationsprozesse treten infolge von Sonneneinstrahlung, Lufttemperatur und Niederschlag auf. Zwei Hauptgletschertypen sind charakteristisch für das Untersuchungsgebiet: ‚land-terminating glaciers‘ und ‚tidewater glaciers‘ bzw. Gezeiten- oder Meeresgletscher (Braun & Goßmann, 2002; Sobota et al., 2015). So kommt es je nach Gletschertyp und Relief des Untergrundes zu unterschiedlichen Arten des Massenverlustes, wobei ‚land-terminating glaciers‘ üblicherweise durch einen langsamen Rückzug der Gletscherfront und ‚tidewater glaciers‘ durch vermehrtes Abbrechen oder Abkalben von Eisbergen an Masse verlieren. Dabei wird die Rückzugsrate von Gletscherfronten maßgeblich von der Gletschermorphologie beeinflusst (Pasik et al., 2021).

Der jüngste Eismassenverlust der Gletscher auf King George Island wurde vielfach beschrieben (z. B. Kejna et al., 1998; Park et al., 1998; Macheret & Moskalevsky, 1999; Birkenmajer, 2002; Braun & Goßmann, 2002; Rückamp et al., 2011; Osmanoglu et al., 2013; Rosa et al., 2015; Sobota et al., 2015; Lee et al., 2017b; Lirio et al., 2017; Pudełko et al., 2018; Szilo & Bialik, 2018; Petsch et al., 2020; Rosa et al., 2020; Kreczmer et al., 2021; Mojica Moncada et al., 2021; Pasik et al., 2021). In vorangegangenen Studien wurde für den Bereich der Maxwell Bay mit Hilfe von Fernerkundungsdaten ebenfalls in beinahe allen Gebieten ein horizontaler Rückzug der Gletscherfronten nachgewiesen (Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Die vorliegende Studie soll anhand zusätzlich ausgewerteter Satellitenbilder eine aktualisierte Darstellung der Entwicklung der Gletscherfronten in ausgewählten Bereichen der Maxwell Bay liefern.

9.2 Methoden

Die Dokumentation der Gletscherrückzugsgebiete erfolgte grundlegend nach der in Braun et al. (2017a) beschriebenen Methodik. So wurden die Gletscherrandzonen der ‚land-terminating glaciers‘ der Weaver Peninsula, Barton Peninsula und der Fildes Peninsula (Bellingshausen-Dom und Green Point) auf King George Island sowie der Stansbury Peninsula, Cabo Cariz und Duthoit Point auf Nelson Island mithilfe von Fernerkundungsdaten untersucht (Abbildung 35). Zusätzlich betrachtet wurden erstmals die ‚tidewater glaciers‘ von Collins Harbour und Marian Cove (siehe Abbildung 35). Verwendet wurden kostenfrei verfügbare Luftbilder und Satellitenbilder des U.S. Geological Survey (USGS, Quelle: <http://earthexplorer.usgs.gov/>), wobei die ersten verfügbaren Luftaufnahmen aus dem Jahr 1956 stammen, die jedoch nur eingeschränkte Aussagen aufgrund der verhältnismäßig starken Schneebedeckung zum Zeitpunkt der Aufnahmen zulassen (Braun et al., 2017a). Weitere Satellitenaufnahmen stammen von den Erderkundungssatelliten der Landsat-Reihe, den ESA-Satelliten Sentinel-2 A und B und den kommerziellen Satellitenplattformen WorldView-2, WorldView-3 und GeoEye-1 (Quelle: USGS und DigitalGlobe, <https://discover.digitalglobe.com/>). Durch die Vielzahl an mittlerweile

verfügbaren Quellen von Fernerkundungsdaten und der breiten, sowohl zeitlichen als auch räumlichen Abdeckung ist es trotz der hohen Einschränkung durch seltene wolkenfreie Tagen und der Eingrenzung auf wenige schneefreie Monate möglich, zumeist mindestens einen auswertbaren Datensatz pro Jahr zu erhalten. Unter Verwendung der Software ESRI ArcGIS© Version 10.8.1 wurden die Fernerkundungsdaten, wenn nötig, zunächst georeferenziert. Danach erfolgte mithilfe manueller Bildinterpretation, auf der Basis von Delineation anhand des Farbtons, der Oberflächenstruktur oder weiterer Abgrenzungsmerkmale, die Dokumentation der Gletscherrückzugsgebiete (Braun et al., 2017a). Schwierigkeiten bei der manuellen Abgrenzung der Gletscherfronten entstehen durch die teilweise erschwerte Erkennbarkeit aufgrund von Schneebedeckung und vor- oder aufgelagertem Moränenmaterial (Braun et al., 2017a). Um den Einfluss dieser Fehlerquellen so gering wie möglich zu halten, wurde eine einheitliche Auswertungsmethode angewendet. Im Zuge einer Systematisierung wurden außerdem Datensätze der Jahre 1986 bis 1989 korrigiert, um räumliche Verschiebungen auszugleichen.

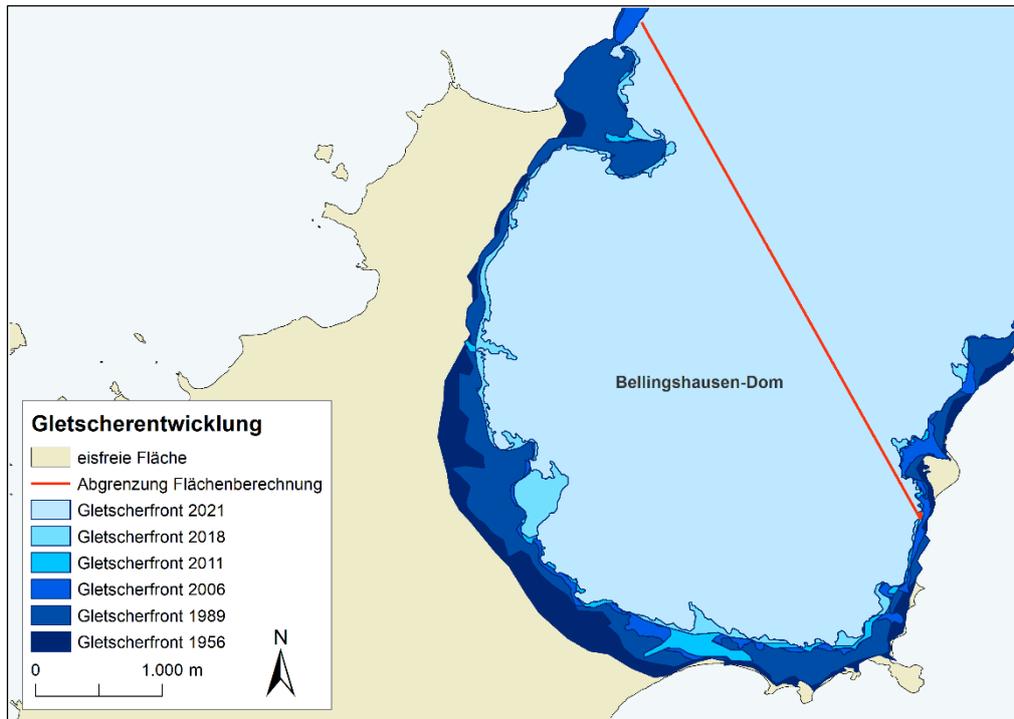
Zusätzlich zur optischen Dokumentation der Gletscherrückzugsgebiete wurde erstmals die Flächenabnahme der Gletscher quantifiziert. Hierbei wurden die Flächen der eisfreien Gebiete Green Point, Stansbury Peninsula, Cabo Cariz und Duthoit Point als auch Weaver Peninsula und Barton Peninsula aus dem Jahr 1956 bzw. 1989 mit der eisfreien Fläche von 2021 verglichen und die Entwicklung der dortigen Gletscher abgeleitet. Um eine einheitliche Methode zu schaffen, wurden als Begrenzung der eisfreien Fläche immer die Punkte herangezogen, an denen der Gletscher die Küstenlinie übertritt. Dagegen wurde die Fläche des Bellingshausen-Doms auf der Grundlage der Gletscherflächenausdehnung direkt berechnet (Abgrenzung zur Flächenberechnung siehe Abbildung 61). Zusätzlich wurde die Flächenabnahme der ‚tidewater glaciers‘ der Buchten Collins Harbour und Marian Cove zwischen 1956 bis 2021 untersucht. Anschließend wurde, um den Gletscherrückzug in den eisfreien Gebieten direkt zu vergleichen, die mittlere jährliche Flächenzunahme der eisfreien Gebiete berechnet.

9.3 Ergebnisse

Insgesamt hat die Fläche des **Bellingshausen-Doms** (auch als Collins-Gletscher bezeichnet) zwischen 1956 und 2021 von 12,29 km² auf 9,56 km² um 2,73 km² abgenommen (Tabelle 4). Dies entspricht einem Anteil von 22,23 % und einer mittleren jährlichen Abnahme von 0,34 %. Die zwischen 2008 und 2012 beobachtete Stagnation des Gletscherrückzugs im Bereich des Bellingshausen-Doms (Abbildung 61), die vermutlich auf eine zeitweise Abschwächung des regionalen Erwärmungstrends zurückzuführen ist (Braun et al., 2017a), scheint sich zwischen 2012 und 2021 wieder umgekehrt zu haben. So ist in diesem Zeitraum eine deutliche Abnahme der Gletscherfläche in bestimmten Bereichen zu beobachten. Dies ist vor allem auf einen erneuten Temperaturanstieg ab 2013/14 im Untersuchungsgebiet zurückzuführen (Pasik et al., 2021).

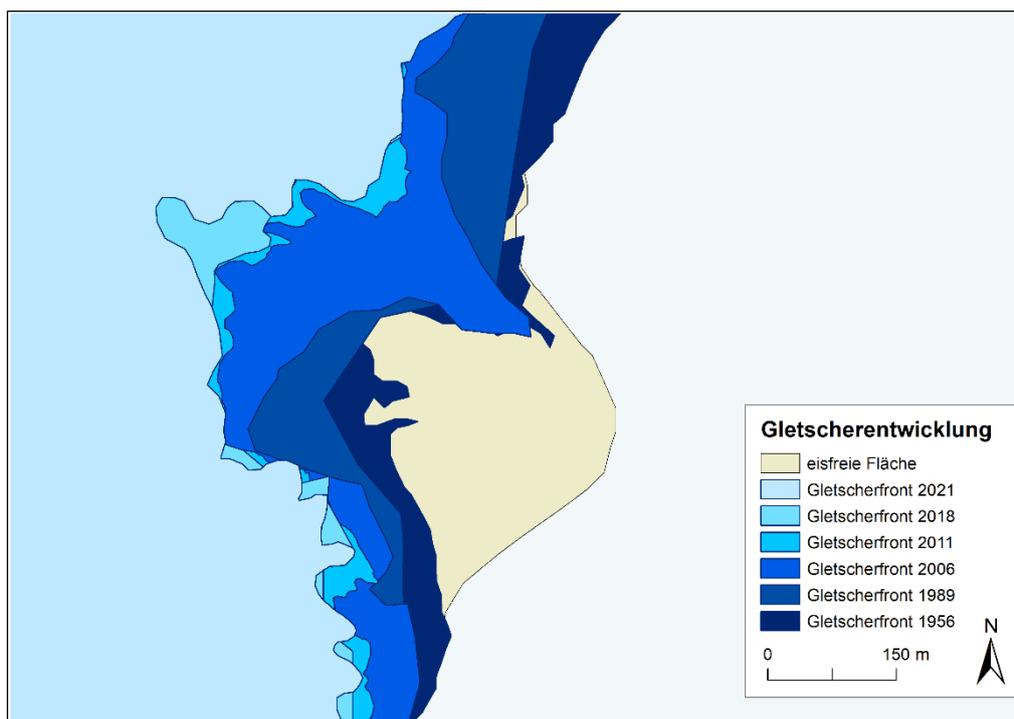
Bei der benachbarten Halbinsel **Green Point** (Abbildung 62) ist solch eine Entwicklung jedoch nicht zu beobachten. Dies ist womöglich auf das Relief des Untergrundes zurückzuführen. Die eisfreie Fläche Green Points erfuhr dennoch insgesamt zwischen 1956 und 2021 eine deutliche Zunahme von 0,06 km² auf 0,24 km² bei einem jährlichen Zuwachs von ca. 1,14 %. Dies entspricht insgesamt mit ca. 74 % der größten Ausdehnung der eisfreien Fläche aller Untersuchungsgebiete (Tabelle 4).

Abbildung 61: Gletscherrückzugsgebiete des Bellingshausen-Doms im Norden der Fildes Peninsula zwischen 1956 und 2021, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten; rot markiert ist die verwendete Abgrenzung zur Flächenberechnung des Bellingshausen-Doms



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

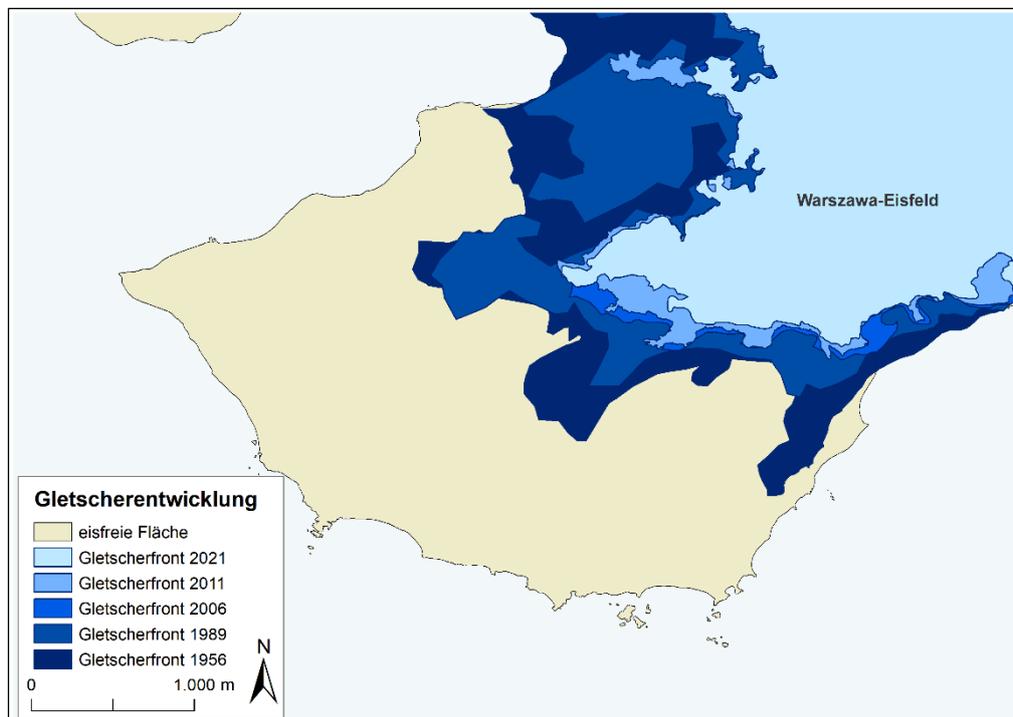
Abbildung 62: Gletscherfronten Gletscherrückzugsgebiete am Green Point zwischen 1956 und 2021, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

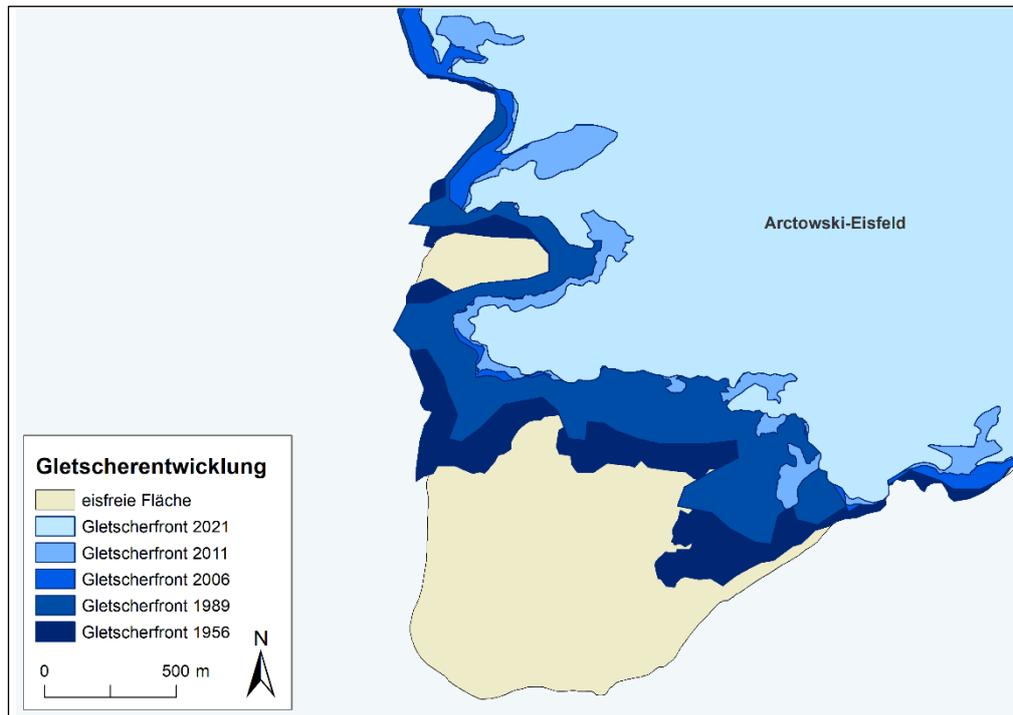
Ebenso lässt sich für die **Halbinseln Barton und Weaver** nach einer Stagnation zwischen 2006/07 und 2011/12 eine erneute deutliche Abnahme der Gletscher zwischen 2012 und 2021 nachweisen (Abbildung 63 & Abbildung 64). Insgesamt ist die eisfreie Fläche der Barton Peninsula um 3,42 km² von 6,23 km² im Jahr 1956 auf 9,56 km² im Jahr 2021 gewachsen. Das entspricht einem Wachstum von ca. 36 % bei einem jährlichen Zuwachs von 0,55 %. Die eisfreie Fläche der Weaver Peninsula verzeichnete zwischen 1956 und 2021 eine Zunahme von 1,13 km² auf 1,99 km² um insgesamt ca. 0,87 km². Dies entspricht einem mittleren jährlichen Zuwachs der eisfreien Fläche von 0,67 % (Tabelle 4).

Abbildung 63: Gletscherrückzugsgebiete Barton Peninsula zwischen 1956 und 2021, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

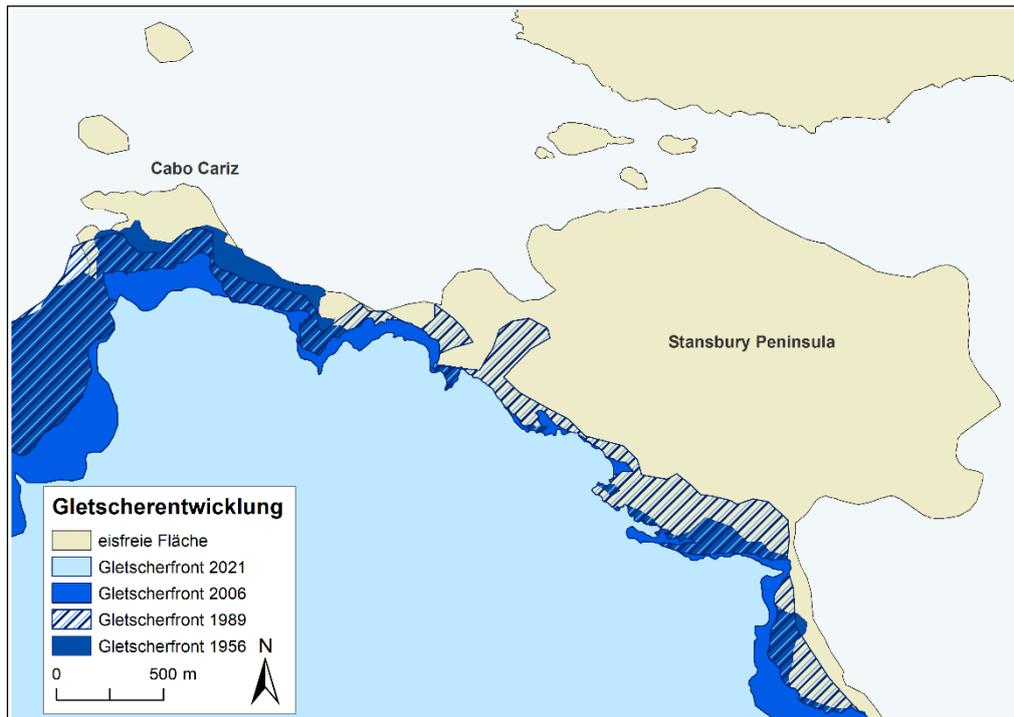
Abbildung 64: Gletscherrückzugsgebiete der Weaver Peninsula zwischen 1956 und 2021, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Weiterhin stellt sich der Gletscherrückzug im Norden von Nelson Island auf den **Halbinseln Stansbury** und **Cabo Cariz** sehr uneinheitlich dar und lässt daher wenige Interpretationsmöglichkeiten zu (Abbildung 65). Auffällig ist die durch eine schraffierte Fläche gekennzeichnete Gletscherfront von 1989, die jene von 1956 vor allem auf der Stansbury Peninsula deutlich überragt. Eine mögliche Erklärung dafür könnte ein zeitlich und lokal durch das Untergrundrelief begrenzter Vorschub des Gletschers sein. Jedoch ist auch trotz gründlicher Überprüfung der Fernerkundungsdaten ein methodischer Fehler nicht auszuschließen. So ist der Gletscherrückzug auf Cabo Cariz wesentlich deutlicher als im zentralen Bereich im Norden Nelson Islands. Tatsächlich ist auf Cabo Cariz die zweitgrößte prozentuale Zunahme der eisfreien Fläche aller untersuchten Regionen zu verzeichnen (Abbildung 65). Hier nahm die eisfreie Fläche zwischen 1956 und 2021 von $0,16 \text{ km}^2$ auf $0,29 \text{ km}^2$ um jährlich $0,89 \%$ zu. Auf der Stansbury Peninsula ist die Interpretation des Gletscherrückzugs dagegen differenzierter zu betrachten. Als einziges Untersuchungsgebiet zeigt sich hier nur ein sehr geringer Rückzug des Gletschers, sodass die eisfreie Fläche zwischen 1956 und 2021 nur um $0,15 \text{ km}^2$ von $2,98 \text{ km}^2$ auf $3,08 \text{ km}^2$ zunahm. Dies entspricht einem Anteil von insgesamt lediglich 5% (jährliche Zuwachsrate: $0,08 \%$, Abbildung 65, Tabelle 4).

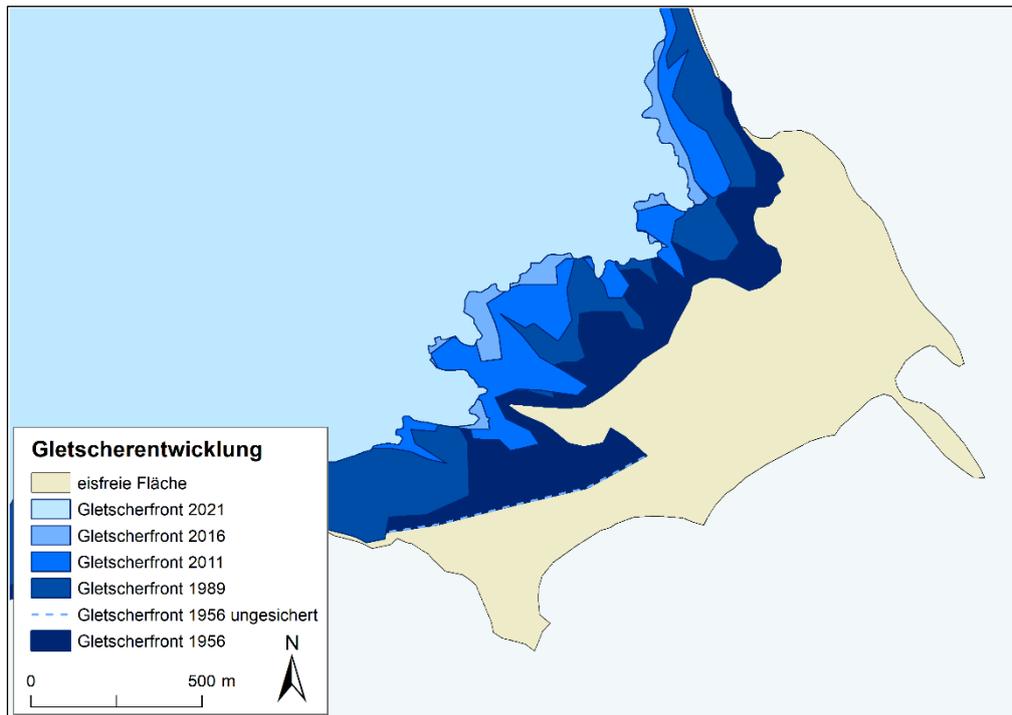
Abbildung 65: Gletscherrückzugsgebiete im Gebiet von Stansbury Peninsula und Cabo Cariz, Nelson Island zwischen 1956 und 2021, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Auf Duthoit Point, Nelson Island ist ebenso wie an den anderen Untersuchungsgebieten eine deutliche Abnahme der Gletscherfläche zwischen 2011 und 2021 erkennbar (Abbildung 66). Aufgrund der unsicheren Datenlage von 1956 für dieses Gebiet wurden zur Flächenberechnung Fernerkundungsdaten von 1989 herangezogen. Insgesamt nahm die eisfreie Fläche zwischen 1989 und 2021 mit $0,99 \text{ km}^2$ um 29,69 % auf $1,41 \text{ km}^2$ zu, bei einer jährlichen Änderungsrate von 1,36 % (Tabelle 4).

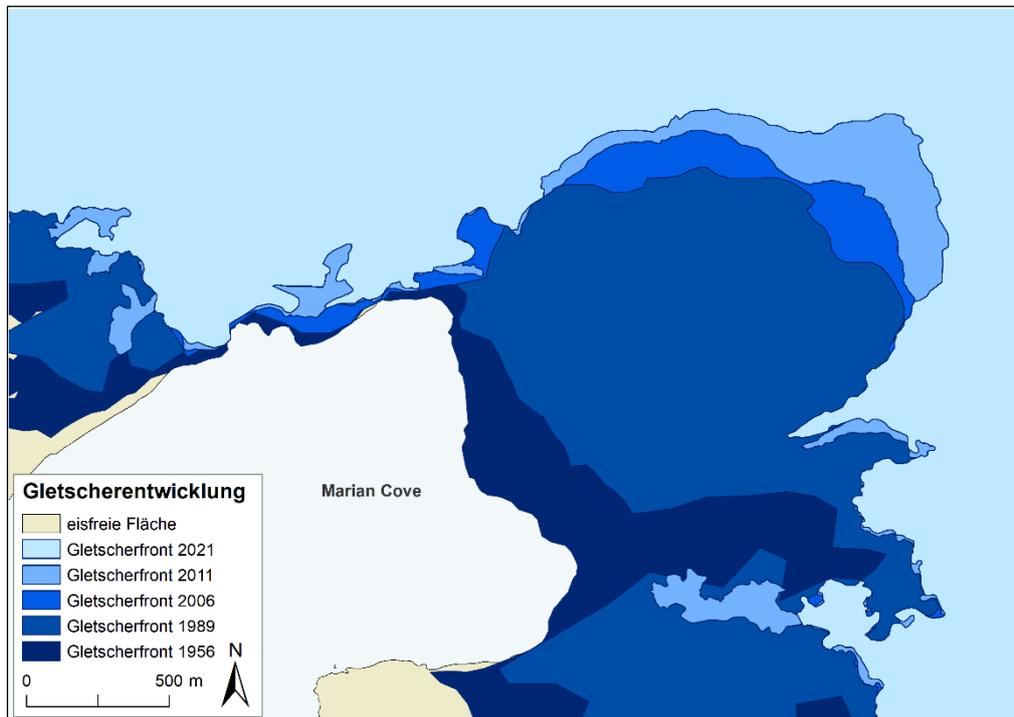
Abbildung 66: Gletscherrückzugsgebiete am Duthoit Point, Nelson Island zwischen 1989 und 2021, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

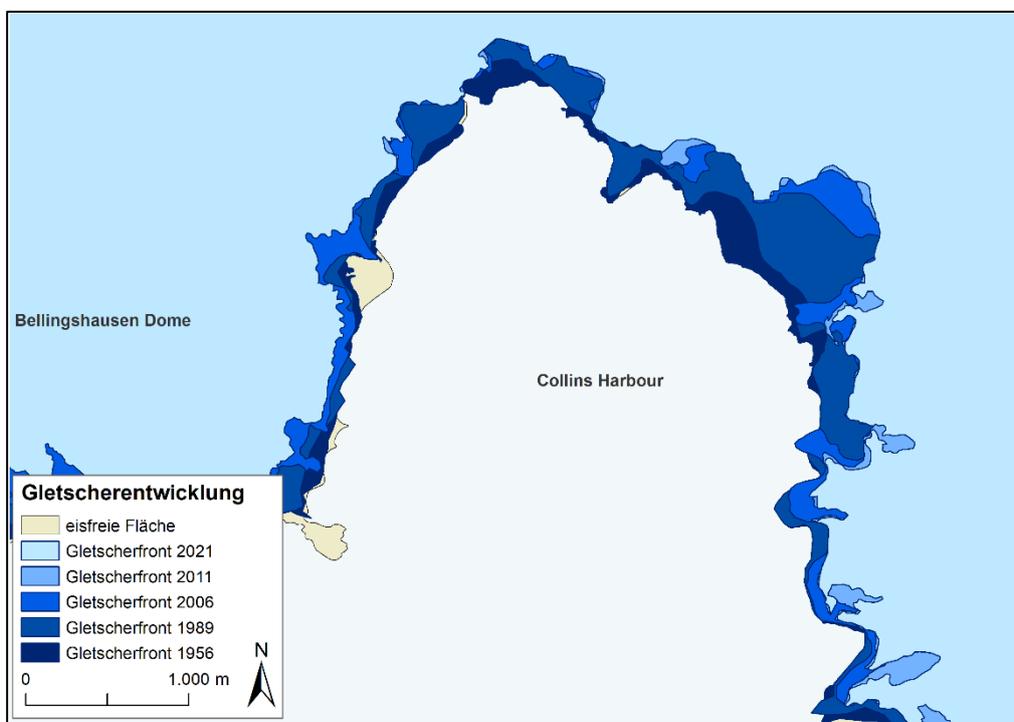
Zusätzlich zu den eisfreien Gebieten wurden zwei ‚tidewater glaciers‘ in den markanten Buchten, **Marian Cove** und **Collins Harbour**, untersucht und der dortige Gletscherrückzug analysiert. Vor allem in der Marian Cove wird ein massiver Eisflächenverlust von 1,91 km² von 1956 bis 2021 (Abbildung 67, Tabelle 4) deutlich. Dies entspricht einem horizontalen Rückzug der Gletscherfront von bis zu 2 km (Abbildung 67). Dagegen ist der Gletscherrückzug von 1956 bis 2021 in Collins Harbour mit 1,54 km² ebenso deutlich, jedoch auf eine breitere Gletscherfront verteilt (Abbildung 68).

Abbildung 67: Gletscherrückzugsgebiet der Bucht Marian Cove zwischen 1956 und 2021, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Abbildung 68: Gletscherrückzugsgebiet der Bucht Collins Harbour zwischen 1956 und 2021, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Tabelle 4: Übersicht über die Entwicklung der eisfreien Fläche ausgewählter Bereiche der Maxwell Bay zwischen 1956 bzw. 1989 und 2021

Eisfreie Fläche (EF) /Gletscher (G)	Fläche 1956 (km ²)	Fläche 1989 (km ²)	Fläche 2021 (km ²)	Differenz (km ²)	Rückgang/ Zuwachs	mittlere jährliche Änderungsrate (km ²)
Bellingshausen-Dom (G)	12,29	-	9,56	-2,73	-22,23 %	-0,042
Green Point (EF)	0,06	-	0,24	0,18	74,29 %	0,003
Duthoit Point (EF)	-	1,00	1,41	0,42	29,69 %	0,013
Cabo Cariz (EF)	0,11	-	0,27	0,16	58,43 %	0,002
Stansbury Pen. (EF)	2,98	-	3,08	0,15	5,01 %	0,002
Barton Pen. (EF)	6,23	-	9,56	3,42	35,84 %	0,053
Weaver Pen. (EF)	1,13	-	1,99	0,87	43,49 %	0,013
Collins Harbour (G)	-	-	-	1,54	-	-
Marian Cove (G)	-	-	-	1,91	-	-

Der weltweite und vor allem auch an der Antarktischen Halbinsel beobachtete Gletscherrückgang, der aus einer starken atmosphärischen Erwärmung resultiert, wurde bereits vielfach beschrieben (z. B. Cook et al., 2005; Davies et al., 2014; Rignot et al., 2014; Baumhoer et al., 2018; Fieber et al., 2018; Hugonnet et al., 2021; Selley et al., 2021). Die in dieser Studie dargestellten Ergebnisse unterstreichen erneut den in zahlreichen Studien belegten massiven Eismasseverlust King George Islands (z. B. Kejna et al., 1998; Park et al., 1998; Birkenmajer, 2002; Braun & Goßmann, 2002; Rückamp et al., 2011; Osmanoglu et al., 2013; Rosa et al., 2015; Sobota et al., 2015; Lee et al., 2017b; Lirio et al., 2017; Pudelko et al., 2018; Szilo & Bialik, 2018; Petsch et al., 2020; Rosa et al., 2020; Pasik et al., 2021). Dabei beeinflusst die Gletschermorphologie maßgeblich die Rückzugsrate von Gletscherfronten, wobei ‚tidewater glaciers‘ aufgrund von Kalbungsprozessen sich deutlich stärker zurückziehen als ‚land-terminating glaciers‘, deren Front flach auf dem Land aufliegt (Pasik et al., 2021). Dies konnte auch für den Bereich der Maxwell Bay gezeigt werden. Ferner stimmen die o. g. Schlüsse zum Gletscherrückzug für den Bellingshausen-Dom mit Ergebnissen von Simões et al. (2015) überein. Demnach regiert dieser Gletscherbereich zwischen 1983 und 2006 langsam auf die regionalen Klimaveränderungen, d. h. in Dekaden bzw. Jahrhunderten (Simões et al., 2015). Wengleich die Entwicklung von Gletschern nicht ausschließlich von einer Umweltvariable abhängig ist, zeigt die Rückzugsrate des Bellingshausen-Doms/Collins-Gletschers einen deutlichen Zusammenhang mit der mittleren Monatstemperatur sowie der Anzahl der Tage mit einer Lufttemperatur von über 0 °C (Simões et al., 2015; Pasik et al., 2021). Petsch et al. (2020) geben für den Zeitraum zwischen dem Ende der Kleinen Eiszeit vor 650 Jahren und dem Jahr 2018 einen Verlust an Gletscherfläche des Bellingshausen-Doms von 1,4 km² an. In Schätzungen

wird zudem unter Annahme eines Erwärmungsszenarios eine Abnahme von insgesamt 35 % bis im Jahre 2070 im Vergleich zur Gletscherausdehnung am Ende der Kleinen Eiszeit angegeben (Petsch et al., 2020). Andererseits konstatieren Rosa et al. (2020) anhand von Beobachtungen in der benachbarten Admiralty Bay, dass Gletscher mit einer kleineren Fläche den in jüngster Zeit zwischen 2001 und 2010 verzeichneten Abkühlungstrend der Lufttemperatur reflektieren (siehe Kap. 6.2).

9.4 Besiedlung rezenter Gletscherrückzugsgebiete durch Fauna und Flora

Da die Antarktis zu etwa 99 % mit Eis bedeckt ist, konzentrieren sich Fauna und Flora auf die wenigen eisfreien Bereiche. Aufgrund der starken Limitation geeigneter Flächen zur Besiedlung durch Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen sind eisfreie Gebiete, die infolge eines rezenten Gletscherrückzugs neu zur Verfügung stehen, von besonderer Bedeutung. Bedingt durch die aktuellen Klimaveränderungen sind zunehmende neue Habitate für zahlreiche Organismen verfügbar. Die größte Ausdehnung eisfreier Gebiete wird an der Antarktischen Halbinsel stattfinden, wodurch eine Verschmelzung von Habitaten und somit eine regionale Homogenisierung der Biodiversität erwarten werden (Lee et al., 2017a). Eine umfassende Beschreibung der ökologischen Bedeutung von Gletscherrückzugsgebieten findet sich in Braun et al. (2017a, Kap. 4.7). Eine wesentliche Voraussetzung für die Besiedlung neuer eisfreier Bereiche durch Tiere und Pflanzen ist eine Stabilisierung des Bodens sowie ein ausreichender Schutz vor Schmelzwasser, wodurch diese Areale sich von den stark von Kryoturbation geprägten und häufig staunassen Bereichen im Moränenvorfeld unterscheiden.

Basierend auf der systematischen Brutvogelkartierung zwischen 2000/01 und 2019/20 liegen umfassende Daten zu allen Brutplätzen der heimischen Seevögel vor. Zudem lieferte die vollständige Erfassung der Verbreitung der Antarktischen Schmieie in den Saisons 2016/17 bis 2018/19 Ergebnisse zu den aktuellen Standorten dieser Blütenpflanzenart. Nachfolgend werden die aktualisierten Ergebnisse zur Besiedlung rezenter Gletscherrückzugsgebiete auf der Fildes Peninsula dargestellt (vgl. Braun et al., 2020b, Kap. 7.4). Zugrunde gelegt wurden hierfür die Gletscherfronten von 1956 und 2021 sowie die mit Hilfe des fortgesetzten Brutvogelmonitorings ermittelten Brutplätze verschiedener Seevögel im durch Gletscherrückzug neu entstandenen eisfreien Gebiet mit einer Gesamtfläche von 2,73 km² (siehe Kap. 9.3).

Ausführlichere Anmerkungen zur Bedeutung von neuen eisfreien Gebieten für Fauna und Flora finden sich in Braun et al. (2020b, Kap. 7.5).

9.4.1 Besiedlung durch Seevögel

Mit Hilfe der aktualisierten Daten zu Brutplätzen von Seevögeln wird die erfolgreiche Besiedlung der neuen eisfreien, durch Gletscherrückzug entstandene Gebiete innerhalb weniger Jahrzehnte deutlich. Im Vergleich zu den in Braun et al. (2020b, Kap. 7.4.1) dargestellten Ergebnissen erhöhte sich im Untersuchungszeitraum die Zahl der im Gletscherrückzugsgebiete erfassten Brutplätze von Skuas von 17 auf 19 Brutplätze und von Dominikanermöwen von 12 auf 15, einschließlich einer größeren Kolonie mit bis zu 20 Brutpaaren. Die Zahl der Brutplätze von Antarktischeeschwalben wuchs von 63 auf 71 (Abbildung 69). Darunter waren auch zahlreiche größere Kolonien von bis zu 30 Brutpaaren. Zusätzliche Brutplätze von Buntfußsturmschwalben mit Ausnahme eines Brutplatzes mit mehr als 10 BP wurden dagegen nicht erfasst.

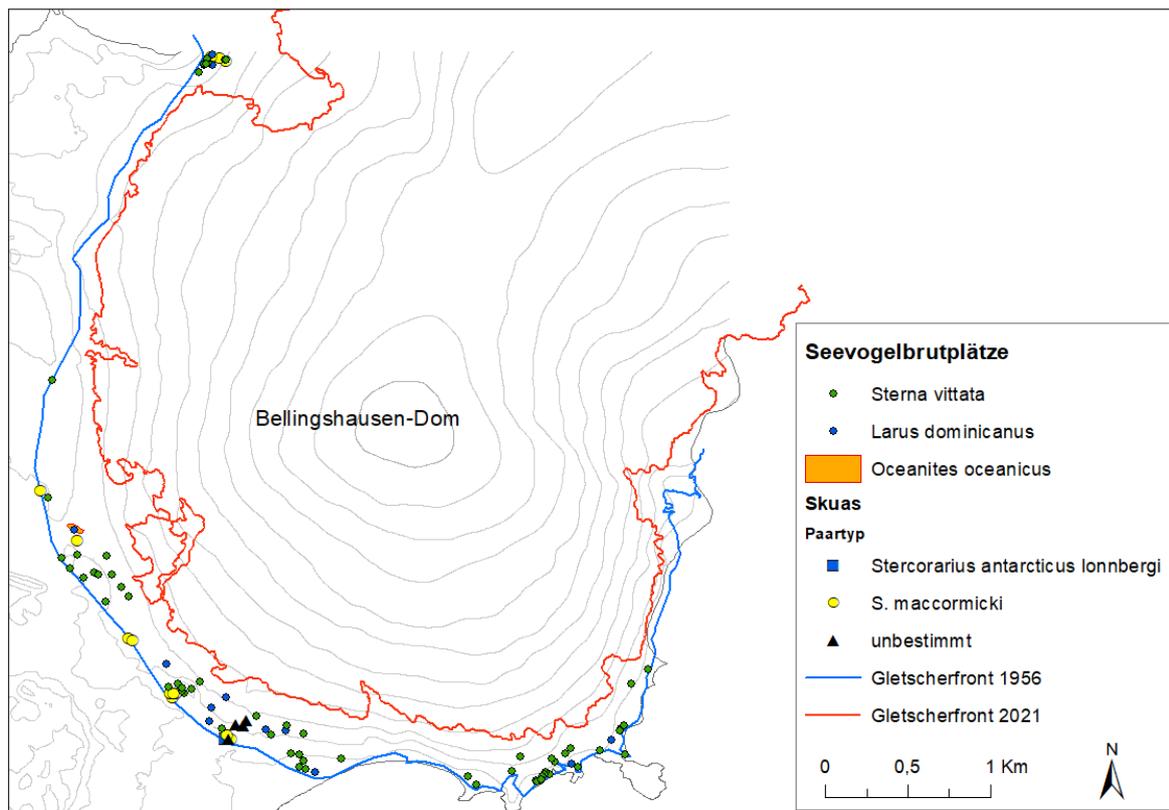
Aus Abbildung 69 wird deutlich, dass sich die überwiegende Zahl der Brutplätze vor allem im Südwesten, aber auch im Südosten und damit in Bereichen mit größerer Entfernung zur Gletscherfront findet. Hier scheinen die Bedingungen für eine Ansiedlung von Brutvögeln, wie

eine geeignete Mikrotopographie sowie eine leichte Verfügbarkeit von Nistmaterial erfüllt zu sein (Peter et al., 1990; Quintana & Travaini, 2000; Costa & Alves, 2010; Suárez et al., 2010; Parnikoza et al., 2018).

Die zahlreichen nachgewiesenen Brutvögel verschiedener Arten in dem durch den aktuellen Gletscherrückzug neuen eisfreien Bereich belegen die Eignung dieses Gebiets für eine Besiedlung (Abbildung 69). Mit einem fortschreitenden Zurückweichen des Gletscherrands ist mit einer weiteren Ausdehnung möglicher Bruthabitate zu rechnen. Als Folge davon kann dies zu einer Reduktion des Konkurrenzdrucks um geeignete Brutplätze – insbesondere bei Skuas und Dominikanermöwen – führen. Dies ist unter Umständen insofern relevant, da in der Fildes-Region generell eine sehr hohe Brutvogeldichte zu verzeichnen ist. Somit sind in Brutsaisons mit sehr günstigen Bedingungen mit einer entsprechend hohen Brutpaarzahl oftmals sämtliche geeignete Brutplätze besetzt. Zusätzlich bieten die neuen eisfreien Gebiete geeignete Bedingungen für Brutvögel, die aus anderen Gebieten einwandern und hier brüten.

Eine erfolgreiche Besiedlung neuer, durch Gletscherrückzug eisfrei gewordener Gebiete durch Dominikanermöwen und Skuas wurde bereits mehrfach beschrieben (Costa & Alves, 2012; Lee et al., 2017b). Zudem können eisabhängigere Arten, die aufgrund der aktuellen Klimaveränderungen, insbesondere der Adéliepinguin, dessen Verbreitungsgebiet sich infolge des Rückgangs der Meereisbedeckung weiter nach Süden verschiebt, von neuen eisfreien und zur Brut geeigneten Arealen profitieren (z. B. LaRue et al., 2013; Clucas et al., 2014).

Abbildung 69: Brutplätze heimischer Seevögel im Bereich des Gletscherrückzugs im Norden der Fildes Peninsula in den Jahren 2000/01 und 2003/04 bis 2020/21



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

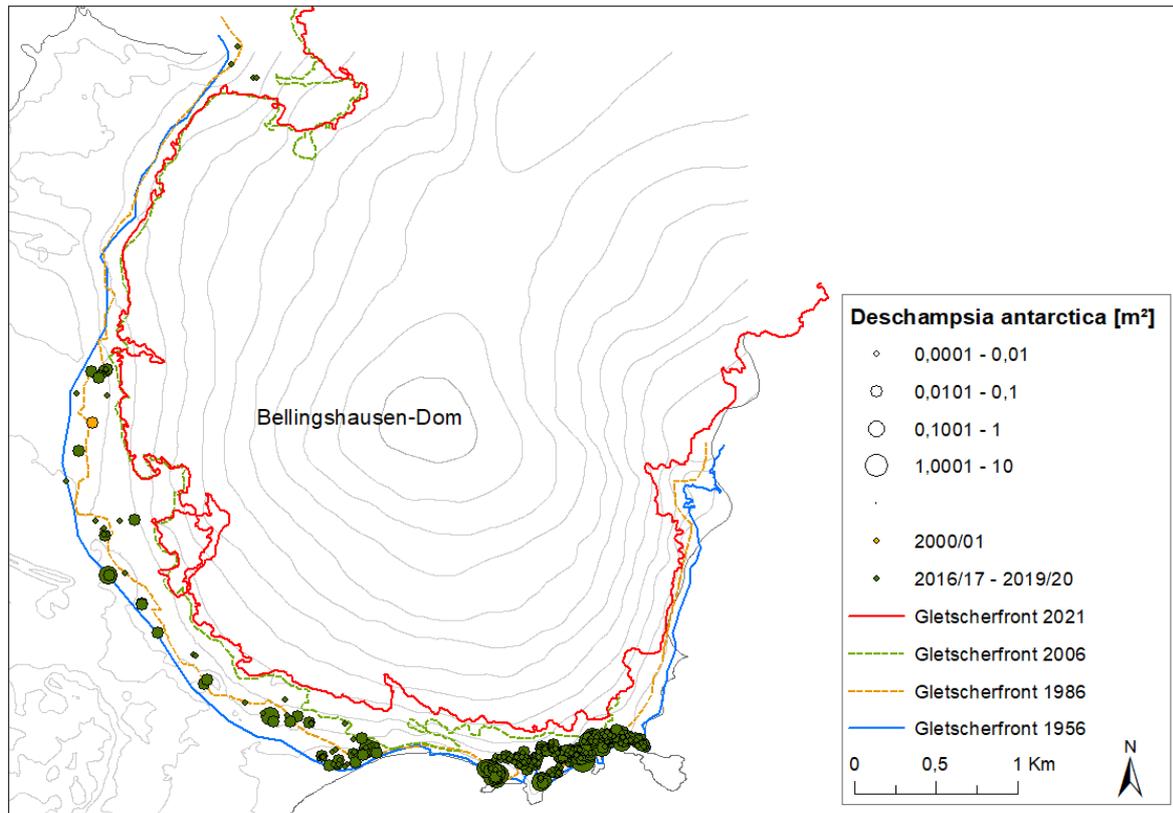
9.4.2 Besiedlung durch Gefäßpflanzen

Basierend auf den Ergebnissen der flächendeckenden Kartierungen der Antarktischen Schmiele (siehe Kap. 7) lässt sich die Ausbreitung dieser Grasart im Bereich des aktuellen Gletscherrückzugs im Norden der Fildes Peninsula nachweisen (Abbildung 70). Die in Braun et al. (2020b, Kap. 7.4.2) dargestellten Ergebnissen konnten bei der ergänzenden Kartierung in den Saisons 2018/19 und 2019/20 um neue Standorte ergänzt werden. Da die Gletscherfront zum Zeitpunkt der ersten Schmielen-Kartierung noch deutlich weiter vorgelagert war, stand eine deutlich geringere Fläche zur Besiedlung durch Gefäßpflanzen zur Verfügung (Abbildung 70). Demgemäß wurden in der Saison 1984/85 keine Vorkommen von *D. antarctica* registriert (Braun et al., 2020b). Aufgrund des seitdem erfolgten starken Gletscherrückzugs vergrößerte sich das neue eisfreie Gebiet erheblich (Abbildung 70). So wurden in der Folgekartierung in der Saison 2000/01 fünf Standorte dieser Grasart mit einer Gesamtdeckung von 0,42 m² verzeichnet (siehe Braun et al., 2020b). Im Rahmen des vorliegenden Projekts ergab die aktualisierte Erfassung von *D. antarctica* im rezenten Gletscherrückzugsgebiet insgesamt 374 Standorte mit einer Deckung von 21,34 m² (Abbildung 70). Somit lässt sich über den Zeitraum der drei Kartierungen zwischen 1984/85 und 2016/17-2019/20 eine erfolgreiche Besiedlung der neuen eisfreien Fläche durch die Antarktische Schmiele nachweisen. Wie bereits in Braun et al. (2020b) beschrieben überwogen hier nach wie vor kleinere Bestände von je bis zu 0,1 m² (Abbildung 70).

Bei der Mehrzahl der erfassten Grasbestände (ca. 64 %) wurden Blütenstände registriert. Dagegen lag der Anteil der Blütenstand tragenden Bestände im gesamten Kartierungsgebiet Fildes Peninsula und Ardley Island bei ca. 75 % (siehe Kap. 7.2). Das deutet daraufhin, dass aufgrund der vorherrschenden Bedingungen im aktuellen Gletscherrückzugsgebiet die vegetative Vermehrung von größerer Bedeutung ist als im übrigen Untersuchungsgebiet (Braun et al., 2020b). Das stimmt mit einer entsprechenden Beobachtung eines höheren Anteils präproduktiver Pflanzen in Gletschernähe in der Admiralty Bay überein (Kozeretska et al., 2010).

Hinsichtlich einer Vergesellschaftung mit Kryptogamen lässt sich anhand der aktuellen Daten bestätigen, dass der größte Anteil von Grasbeständen in Assoziation mit Moosen (ca. 26 %), Flechten (ca. 9 %) oder gemeinsam mit Moosen und Flechten (ca. 38 %) erfasst wurde. Nichtsdestotrotz weist der mit 27 % erhebliche Anteil an Grasbeständen, die ohne jegliche Assoziation mit Kryptogamen erfasst wurden (gesamtes Untersuchungsgebiet: ca. 18 %), auf die Bedeutung von *D. antarctica* als Primärbesiedler hin (Braun et al., 2020b). Die Fähigkeit, sich im Gletschervorland zu etablieren und neben Moosen als Pionierart zu fungieren, wurde vielfach aufgezeigt (Lindsay, 1971; Lewis-Smith, 1982; Kozeretska et al., 2010; Torres-Mellado et al., 2011). Gefördert wird die Bedeutung von *D. antarctica* in dieser Rolle durch die Fähigkeit, staunasse, nährstoffarme sowie nährstoffreiche Böden in der Nähe von Seevogelkolonien zu besiedeln (Gerighausen et al., 2003; Lewis-Smith, 2003).

Abbildung 70: Verteilung und Größe der Standorte der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) in der rezenten Gletscherrückzugszone im Norden der Fildes Peninsula in den Saisons 2000/01 und 2016/17-2019/20; in 1984/85 wurden keine Standorte von *D. antarctica* im Gletscherrückzugsgebiet erfasst



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Voraussetzungen für die Besiedlung von Flächen durch Kryptogamen und Gefäßpflanzen sind neben einem geeignetem Bodensubstrat, einer ausreichenden Wasserverfügbarkeit, dem Schutz vor Staunässe und weiteren Faktoren (Wietrzyk-Pełka et al., 2021), der Eintrag von Verbreitungseinheiten oder Überdauerungsformen wie z. B. Sporen, Samen oder Vegetationsfragmente (siehe Braun et al., 2020b, Kap. 7.4.2). Das Vorhandensein von Grasbeständen in der Nähe fördert dabei eine Besiedlung neuer Areale. Die größte Bedeutung kommt hierbei der Verbreitung durch Wind (Anemochorie) zu. Ein Transport von Verbreitungseinheiten oder Samen durch Vektoren wie Vögel (Ornithochorie) oder Besucher kann ebenfalls zur Verbreitung von Pflanzen beitragen (Convey, 1996; Huiskes et al., 2014; Kalwij et al., 2019). Insbesondere Skuas und Dominikanermöwen, die Pflanzenmaterial als Nistmaterial nutzen (Quintana et al., 2001), spielen dabei eine bedeutende Rolle (Convey, 1996). So wurden Hinweise auf einen Transport von Pflanzenmaterial über längere Strecken durch Dominikanermöwen in der Antarktis gefunden (Parnikoza et al., 2018).

10 Verbreitung von Meeresmüll im Untersuchungsgebiet

10.1 Einleitung

Aufgrund der breiten Anwendung von Kunststoffen jeglicher Art, deren Flexibilität und Haltbarkeit sowie der enthaltenen bzw. anhaftenden Schadstoffe können Plastikmaterialien die Umwelt negativ beeinflussen und stellen inzwischen global eine dramatische Bedrohung für die Umwelt dar (Derraik, 2002; UNEP, 2005; Hammer et al., 2012; Avio et al., 2017; MacLeod et al., 2021). So benannte das Umweltprogramm der Vereinten Nationen Plastikabfälle in den Ozeanen als eines der Hauptprobleme, die global in der Umwelt auftreten (UNEP, 2016). Unter Meeresmüll versteht man jeglichen durch Menschen erzeugten oder verarbeiteten Abfall – unabhängig von dessen Größe –, der in die Küsten- oder Meeresumwelt gelangt. Auf gesetzlicher Ebene widmet sich der im Jahr 2013 in Kraft getretene Annex V des Internationalen Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe (MARPOL 73/78) der Verhinderung der Verschmutzung der marinen Umwelt auf See durch Meeresmüll, das das vorsätzliche Entsorgen von Plastik und anderen Abfällen von Schiffen untersagt.

Der Großteil des Meeresmülls sinkt im Laufe der Zeit auf den Meeresboden (Canals et al., 2021), wobei eine Aufnahme von Mikroplastik (< 5 mm) von in Tiefseegräben lebenden Amphipoden bereits nachgewiesen wurde (Jamieson et al., 2019). Bei dem im Meer treibenden Plastikabfällen handelt es sich insbesondere um Kunststoffe aus Verpackungen und Gegenstände aus der Fischereindustrie, wie z. B. Netze, Taue oder Bojen, die auch im Südpolarmeer und an den Küsten der Antarktis zu finden sind (z. B. Peter et al., 2008; Bravo Rebolledo & van Franeker, 2015). Aufgrund der langen Zersetzungsdauer von Kunststoffen verbleiben diese für eine lange Zeit treibend im Meer oder an den Küsten, wo sie die Umwelt negativ beeinflussen und Ökosysteme, Tiere und Menschen schädigen können (Derraik, 2002; Hammer et al., 2012; Kühn et al., 2015; Rochman et al., 2016; Avio et al., 2017; Provencher et al., 2019). Neben direkten Auswirkungen wie z. B. das Verfangen von Meeressäugern, Schildkröten und Seevögeln in Plastiknetzen oder -schlingen (Croxall et al., 1990; Arnould & Croxall, 1995; Gregory, 2009; Phillips et al., 2010; Votier et al., 2011; Bravo Rebolledo & van Franeker, 2015; Duncan et al., 2017; Franco-Trecu et al., 2017) sowie das Verschlucken von Plastikpartikeln (Moser & Lee, 1992; Pierce et al., 2004; Gregory, 2009; Brandão et al., 2011; Kühn & van Franeker, 2012; Schuyler et al., 2012; Codina-García et al., 2013; Cole et al., 2013; de Stephanis et al., 2013; Bond et al., 2014; Cousin et al., 2015; Lusher et al., 2015; Gilbert et al., 2016; Denuncio et al., 2017; van Franeker et al., 2018) sind auch indirekte negative Auswirkungen durch enthaltene bzw. anhaftende Schadstoffe zu erwarten (z. B. Rios et al., 2007; Teuten et al., 2009; Colabuono et al., 2010; Heskett et al., 2012; Tanaka et al., 2013, 2015; Rochman et al., 2019; Tanaka et al., 2019; Yamashita et al., 2021). Hierbei kann sich insbesondere Makro- und Mikroplastik, das durch Seevögel, Robben und Schildkröten teilweise in großen Mengen aufgenommen wird, negativ auf die betroffenen Tiere auswirken. In Studien wurde bereits gezeigt, dass länger im Meer befindliches Mikroplastik eine chemische Signatur in Form von Dimethylsulfid (DMS) aufweist, die eine zentrale Geruchskomponente für natürliche trophische Interaktionen darstellt (Savoca & Nevitt, 2014; Savoca et al., 2016). So könnten empfängliche marine Organismen durch ein Ausdünsten von DMS durch Plastik verstärkt zu einer gezielten Aufnahme von Plastik animiert werden (Savoca et al., 2016). Andere Studien weisen auf optische Ähnlichkeiten von Meeresmüll bzw. Plastik mit natürlicher Nahrung hin, was ebenfalls zu einer Plastikaufnahme durch Meerestiere oder Seevögel führt (Schuyler et al., 2014; Santos et al., 2016). Ein weiteres Risiko stellt Meeresmüll durch eine mögliche Besiedlung der treibenden Objekte durch verschiedene Organismen dar, die dadurch in andere Gebiete gelangen und sich dort möglicherweise ansiedeln können (Barnes & Fraser, 2003; Barnes & Milner, 2005; Bowley et al., 2021).

Eine umfassende Übersicht zu Veröffentlichungen über die Menge, Verteilung und Zusammensetzung von Müll im Meer und anderen Gewässern sowie über den Einfluss dieses Mülls auf von Organismen findet sich auf der Plattform LITTERBASE des Alfred-Wegener-Instituts (Tekman et al., 2021: https://litterbase.awi.de/litter_graph).

Inzwischen liegen zahlreiche Belege über das Vorkommen von Plastik – einschließlich Mikroplastik (< 5 mm) – in so entlegenen Weltgegenden wie der Arktis und der Antarktis vor (z. B. Barnes et al., 2010; Waller et al., 2017; Peeken et al., 2018; Provencher et al., 2019). Bei dem häufigsten im Nordwest-Atlantik treibenden Material handelt es sich beispielsweise um Polypropylen- und Polyethylen-Fragmente mit einer Größe < 10 mm und einem Gewicht < 0,05 g (Morét-Ferguson et al., 2010). Unterdessen wurde mehrfach belegt, dass die Antarktische Konvergenz zwar eine zirkumpolare biogeographische Barriere darstellt, entgegen langjähriger Überzeugung jedoch eine Nord-Süd-Ausbreitung von im Meer treibenden Organismen, z. B. Seetang, nicht zwingend verhindert (Fraser et al., 2017; Fraser et al., 2018; Avila et al., 2020). Folgerichtig kann auch Meeresmüll diese Barriere durchdringen und wurde auch bereits vielfach in der Antarktis dokumentiert (z. B. Convey et al., 2002; Sander et al., 2009; do Sul et al., 2011). Plastik in der Antarktis stammt aus verschiedenen Quellen und wird zunehmend innerhalb des Antarktis-Vertragsstaatensystems ('Antarctic Treaty System' – ATS) als Problem adressiert (Zhang et al., 2020). Die Herkunft des Plastiks in der Antarktis schließt direkte Quellen wie Müll aus den Stationen oder von Schiffen (Waller et al., 2017) als auch indirekte Quellen wie den Transport durch Meeresströmungen aus Gegenden niedrigerer Breite ein (Fraser et al., 2018).

Als Mikroplastik werden feste und unlösliche Kunststoffstücke definiert, die kleiner als 5 mm sind und entweder in primäres oder sekundäres Mikroplastik eingeteilt werden. Zu primärem Mikroplastik werden sogenannte Basispellets oder industrielles Granulat sowie Partikel gezählt, die zu Gebrauchszwecken in Kosmetik, Hygieneprodukten oder in der Medizin eingesetzt werden. Sekundäres Mikroplastik entsteht durch physikalische, biologische und chemische Degradation von größeren Kunststoffobjekten bzw. durch Abrieb in der Technosphäre (Quelle Definition: Umweltbundesamt, <https://www.umweltbundesamt.de/service/uba-fragen/was-ist-mikroplastik>, Zugriff am: 22.06.2021). Nur ein kleiner Teil (2 %) des global in die Ozeane eingetragenen Mikroplastiks stammt aus Aktivitäten auf See, während 98 % durch Aktivitäten an Land verursacht werden (Boucher & Friot, 2017). Im Gegensatz dazu spielen landbasierte Quellen für Meeresmüll in der Antarktis aufgrund der vergleichsweise sehr geringen menschlichen Aktivitäten an Land (Forschungsstationen, Tourismus) eine untergeordnete Rolle. Dagegen sind vor allem Fischerei-, Forschungs-, Versorgungs- oder Kreuzfahrtschiffe sowie Treibgut aus globalen Quellen verantwortlich für den Eintrag von Meeresmüll in die Antarktis (do Sul et al., 2011).

Wenngleich einige neuere Studien kein oder nur wenig (Mikro-)Plastik in küstennahen Bereichen des Südpolarmeers nachweisen konnten (Kuklinski et al., 2019; Suaria et al., 2020), wurde bereits Mikroplastik vielfach im Meerwasser (Cincinelli et al., 2017; Isobe et al., 2017; Lacerda et al., 2019), im Meereis der Ostantarktis (Kelly et al., 2020), an den Küsten (Gregory et al., 1984; do Sul et al., 2011), in antarktischen Binnengewässern (González-Pleiter et al., 2020), in Sedimentproben in der Nähe von Forschungsstationen (Munari et al., 2017; Waller et al., 2017; Reed et al., 2018) sowie in Kotproben von Pinguinen (Bessa et al., 2019; Fragão et al., 2021) und Robben dokumentiert (Bravo Rebolledo & van Franeker, 2015). Fragmente von Polystyrol konnten bereits in antarktischen Springschwänzen (Collembola), pelagischen Amphipoden sowie in verschiedenen benthischen Invertebraten nachgewiesen werden (Bergami et al., 2020; Jones-Williams et al., 2020; Sfriso et al., 2020). Anhand von Experimenten konnte gezeigt werden, dass Antarktischer Krill (*Euphausia superba*) in der Lage ist, Mikroplastik durch Verdauungsprozesse in Nanoplastik (< 1 µm) umzuwandeln (Dawson et al.,

2018). Des Weiteren wurde in einer aktuellen Studie Plastik-assoziierte Bakteriengesellschaften auf Kunststoffobjekten in der Maritimen Antarktis untersucht und auf die Bedeutung der sogenannten Plastisphäre hingewiesen (Cappello et al., 2021).

Im Hinblick auf das Ausmaß und die Auswirkungen von Meeresmüll, v. a. jenem der durch Fischereischiffe verursacht wird, wurde 1989 durch CCAMLR ein Langzeitmonitoringprogramm initiiert. Hierfür wurde eine standardisierte Methodik erarbeitet, die im Jahr 1993 eingeführt wurde („Standard Method for Surveys of Beached Marine Debris“, CCAMLR, 2001). Unter den Erfassungsgebieten ist auch Ardley Island verzeichnet (CCAMLR, 2001). Unklar ist bislang jedoch, in welchem Zeitraum und durch wen die Untersuchungen erfolgten. Daneben führten Stationspersonal und Wissenschaftler der uruguayischen Station Artigas seit dem Jahr 2000 und bis mindestens 2012 einmal jährlich an drei Küstenabschnitten im Norden der Fildes Peninsula ein Strandgutmonitoring nach CCAMLR-Standard durch (Uruguay, 2006, 2010, 2012). Im Zuge zusätzlicher wissenschaftlicher Untersuchungen wurde zwischen der Saison 2015/16 und 2020/21 an weiteren Küstenabschnitten das angespülte Strandgut und sonstiger Müll abgesammelt (Lozoya et al., 2018, pers. Mittg. A. L. Machado). Die Kategorisierung der Funde erfolgte hierbei gemäß den methodischen CCAMLR-Vorgaben (pers. Mittg. F. Teixeira de Mello).

10.2 Verbreitung von Meeresmüll an ausgewählten Abschnitten der Küsten der Fildes-Region

Eine erste flächendeckende Untersuchung der Verbreitung von Müll und Strandgut auf der Fildes Peninsula und Ardley Island erfolgte in den Saisons 2003/04 bis 2005/06 (Peter et al., 2008). Die hierbei angewandte Methodik wich jedoch hinsichtlich der Klassifizierung der Objekte teilweise von den Vorgaben des CCAMLR-Strandgutmonitorings ab. Für eine detaillierte Beschreibung und Vermessung der Strandgutfunde sowie zur Vermeidung von Doppelerfassungen bei flächendeckenden wiederholten Strandguterfassungen ist ein Abtransport aller gefundenen Objekte notwendig. Dieser ist in der Fildes-Region jedoch nur bedingt realisierbar, da eine sehr große Menge an Funden, darunter auch größere Objekte, abzutransportieren wäre und der Zugang zur Küste ausschließlich zu Fuß erfolgen sollte, um Schäden an der Vegetationsdecke zu vermeiden.

Wegen dieser Probleme mit der Quantifizierung des Strandguts sollte in der vorliegenden Arbeit geprüft werden, inwieweit die von CCAMLR vorgegebenen Methodik für die Erfassung von Meeresmüll bzw. Strandgut an ausgewählten Abschnitten der Küste der Fildes-Region anwendbar ist und unter den lokalen Bedingungen praxistauglich erscheint. Aufgrund der Exposition der Westküste der Fildes Peninsula an die Drake Passage und damit an einen Abschnitt des Südpolarmeers, der Südatlantik und Südpazifik verbindet, wurde und wird an dieser Küste eine große Menge verschiedensten Strandguts angespült (Peter et al., 2008). Im Gegensatz dazu finden sich an der zur Maxwell Bay hin angrenzenden Ostküste in der Mehrzahl Objekte, die sich Stationen der Umgebung zuordnen lassen. Nur in seltenen Fällen ließ sich bislang für gefundene Objekte ein Zusammenhang mit den Schiffen oder Yachten in der Maxwell Bay herstellen (Peter et al., 2013).

Da das CCAMLR-Monitoring auf meeresbezogenes Strandgut abzielt, wurde für die vorliegende Studie ein ca. 450 m langer, klar abgrenzbarer und gut zugänglicher Strandabschnitt an der Westküste der Fildes Peninsula ausgewählt (Bucht Nr. 12, Abbildung 71) Einteilung der Buchten nach Peter et al. (2008), Position: 62° 12' 09" S, 58° 59' 55" W). In dieser Bucht war nach eigenen Erkenntnissen bislang keinerlei Strandgutabsammlung vorgenommen worden. Die Küstenlinie erstreckt sich insgesamt über 440 m. Da Teile des Strandguts nicht an der unmittelbaren Küstenlinie verbleiben, sondern häufig durch die starken vorherrschenden

Winde verbreitet werden, wurde auch der daran angrenzende Bereich zwischen Küste und dem die Bucht zum Inland hin begrenzenden Kliff in die Erfassung miteinbezogen (Abbildung 71). Somit umfasst das untersuchte Gebiet insgesamt eine Gesamtfläche von ca. 53.000 m².

Die ausgewählte Bucht wurde gemäß der von CCAMLR vorgegebenen Methodik auf angespültes Material hin untersucht (CCAMLR, 2001). Dafür wurde – soweit möglich – der gesamte gefundene Meeresmüll abgesammelt. Mehrere größere und schwere Objekte, hier insbesondere lange Taue, Bojen und Metallstücke, große Holzstücke, die teils fest im Sand steckten, konnten nicht abtransportiert werden und wurden vor Ort belassen. Nichtsdestotrotz wurden sie beschrieben und fotografiert, um Doppelerfassungen in den nachfolgenden Saisons zu vermeiden. Der gesammelte Meeresmüll wurde in der Station Bellingshausen getrocknet, sortiert und gemäß der standardisierten CCAMLR-Methodik (siehe Anhang G & H) kategorisiert, gewogen und fotografiert. Die Einordnung nach Größenklassen erfolgte entsprechend der CCAMLR-Vorgabe: S = ‚small‘ (< 2,5 cm), M = ‚medium‘ (2,5 cm – 10 cm), L = ‚large‘ (> 10 cm – 1 m), VL = ‚very large‘ (> 1 m). Daneben wurden für eine mögliche Bestimmung von Herkunft oder Hersteller der Strandgutfunde sämtliche erkennbare Beschriftungen auf den Objekten notiert.

Abbildung 71: Lage und Ansicht von Bucht 12 im Westen der Fildes Peninsula



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Foto: C. Braun

Die nachfolgende Auswertung bezieht sich sowohl auf sämtliche abgesammelte als auf vor Ort belassene Objekte. Ausgenommen wurden jedoch alle Gegenstände, die zweifelsfrei aus den umliegenden Stationen stammten. So wurden im Rahmen des Strandgutmonitorings sowohl in der Saison 2018/19 als auch 2019/20 mehrere Objekte registriert, die sich zweifelsfrei den ansässigen Stationen zuordnen ließen, wie z. B. eine Plastiktüte oder Stücke eines Plastikrohres, das zur Kabelverkleidung im Außenbereich des Flughafens dient. Daneben wurden auch mehrere rote Farbchips gefunden, die von der Lackierung von ansässigen Gebäuden, Tanks usw. stammen. Derartige Lackreste sind häufig in der Fildes-Region in der Umgebung der Stationen zu finden.

Während der Saison 2018/19 wurden in der untersuchten Bucht am 23.01.2019 insgesamt 157 Funde registriert. Abgesammelt wurden insgesamt 142 Objekte mit einem Trockengewicht von 7,3 kg. Dabei machte Plastik mit ca. 94,3 % den Hauptanteil der Funde aus (Abbildung 72). Daneben fanden sich noch Objekte aus Holz bzw. Kork (2,5 %), Papier (0,6 %), Metall und Glas (je 1,3 %).

Abbildung 72: Beispiele für in der untersuchten Bucht angeschwemmten Meeresmüll in der Saison 2018/19



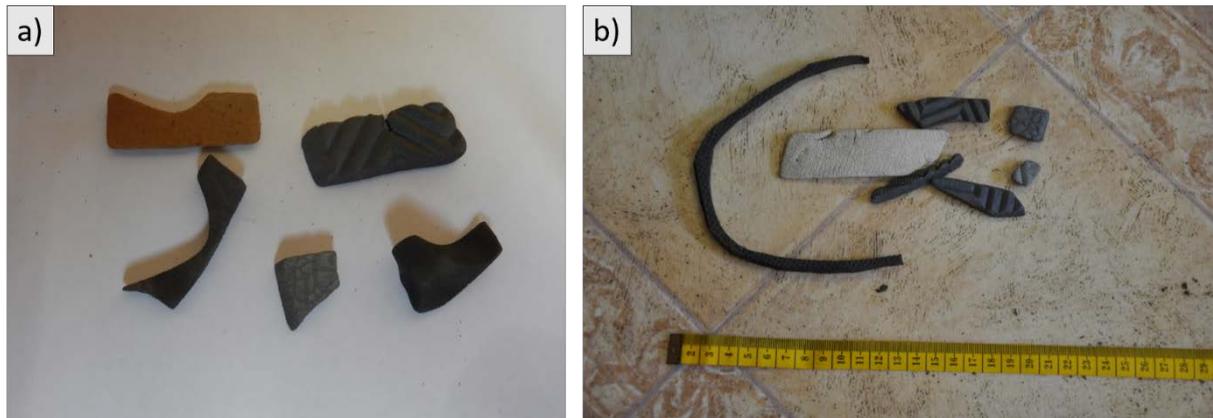
Fotos: C. Braun

Einige beispielhafte Funde aus der Saison 2018/19 sind in Abbildung 72 a – d aufgeführt. Unter den dokumentierten Funden befand sich eine größere Menge (26 Funde, 16,6 %) von Verpackungsmaterialien, Bojen, Seilen, Tauen, Schnüren und Netzen die zweifelsfrei auf Fischereiaktivitäten zurückzuführen sind (Abbildung 72 b).

Daneben fanden sich unter dem angeschwemmten Meeresmüll eine größere Anzahl Plastikflaschen, deren Reste und Verschlüsse (21 Funde, 17,2 %, Abbildung 72 b & c). Einen hohen Anteil machen zudem Polystyrol- und Kaltschaumstücke aus (39 bzw. 10 Funde, Abbildung 72 c). Auffällig waren ferner Reste von verklumptem, verbranntem Plastik oder Gummi (5 Funde, Abbildung 72 d). Diese werden ebenfalls seit langem regelmäßig entlang der gesamten Westküste der Fildes Peninsula gefunden (eigene Beobachtung).

Einen weiteren Bezug zu einer mutmaßlichen Müllentsorgung durch Schiffe zeigt sich in Form von Kunststoffstücken ähnlicher Form und Größe, die an Produktionsreste von Schuhsohlen erinnern (Abbildung 73 a & b). Diese Objekte sind in großer Zahl an der gesamten Küste der Fildes Peninsula zu finden. Beschrieben wurden diese Funde bereits in Peter et al. (2008), wonach eine große Menge dieser Kunststoffstücke Anfang Februar 2003 zeitgleich an der Ostküste der Fildes Peninsula angespült worden sein sollen und sich danach an weiteren Küstenabschnitten verteilten (persönl. Mitteilg. J. Pavliček).

Abbildung 73: Beispiele für Funde von Schaumstoffobjekten ähnlicher Form und Größe, a) 2018/19, b) 2019/20



Fotos: C. Braun

Bei der Strandguterfassung in der darauffolgenden Saison wurden am 22.01.2020 in der untersuchten Bucht insgesamt 302 Funde erfasst und davon 299 Objekte mit einem Trockengewicht von 1,8 kg abgesammelt (Abbildung 74 a). Die Dichte an Meeressmüll betrug somit 0,69 Objekte/m. Aufgrund der Absammlung im Vorjahr entspricht dieser Wert der jährlichen Akkumulationsrate entlang der Küstenlinie der untersuchten Bucht.

Abbildung 74: In der Saison 2019/20 in der untersuchten Bucht abgesammelter Meeressmüll

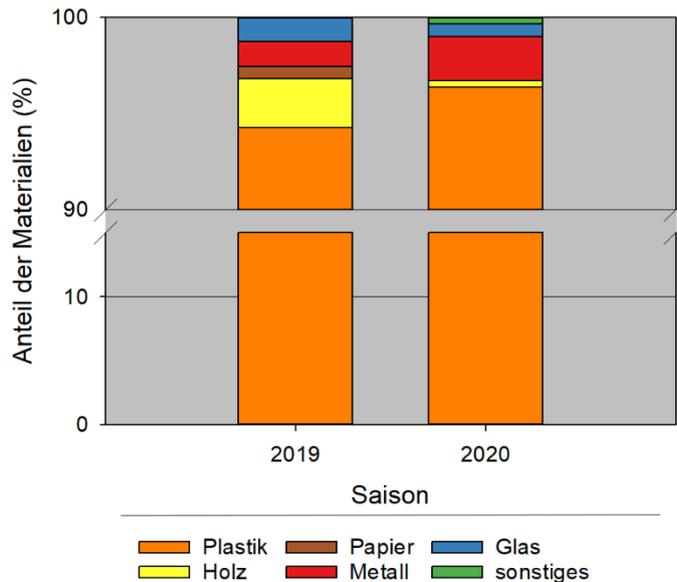


Fotos: C. Braun

Erneut überwog der Anteil der Objekte aus Plastik deutlich alle anderen Materialien (291 Funde, 96,4 %, Abbildung 75). Weitere Funde bestanden aus Holz (1 Stück), Metall (7 Stücke, v. a. Aluminiumfolie) sowie Glas (2 Stücke). Unter den Funden waren erneut zahlreiche Objekte, die

sich eindeutig Fischereiaktivitäten zuordnen lassen (27 Funde, 8,9 %) sowie zahlreiche Stücke von Plastikseilen und -schnüren (Abbildung 74 a & b). Auffallend war ferner der erneut hohe Anteil an Styropor- und Kaltschaumfragmenten (67 bzw. 40 Stücke, Abbildung 74 c) sowie an Funden verbrannten Plastiks (Abbildung 74 d). Des Weiteren wurden sechs Wasserflaschen aus Plastik bzw. deren Reste oder Verschlüsse sowie weiteres verschiedenes Strandgut gefunden (Abbildung 74 a & b). Darunter befanden sich erneut mehrere Stücke, die an Schuhsohlenreste erinnern (Abbildung 74 b).

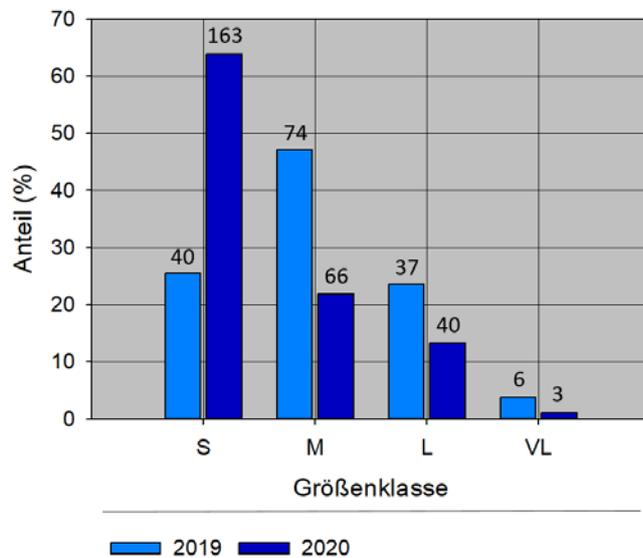
Abbildung 75: Anteil der verschiedenen Materialien an der Gesamtmenge der Funde in den Saisons 2018/19 und 2019/20



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Bei einem Vergleich der beiden durchgeführten Strandguterfassungen wird deutlich, dass 2019/20 wesentlich mehr Funde als im Vorjahr erfasst wurden (157 Objekte in 2018/19 vs. 302 in 2019/20, Abbildung 76). Während bei der ersten Erfassung oftmals größere und schwere Gegenstände abtransportiert worden waren, wurde in der Saison 2019/20 ein deutlich höherer Anteil kleinerer Objekte registriert (Abbildung 76). Möglicherweise könnte dies auf methodische Abweichungen beim Absammeln, insbesondere von kleineren Objekten im Sand oder im Spülsaum, zurückzuführen zu sein.

Abbildung 76: Anteil der verschiedenen Größenklassen sowie Anzahl der Funde der Funde in den Saison 2018/19 und 2019/20, Einteilung der Größenklassen gemäß: S = small (< 2,5 cm), M = medium (2,5 cm – 10 cm), L = large (> 10 cm – 1 m), VL = very large (> 1 m)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

So wurden in der Saison 2019/20 im Spülsaum der untersuchten Bucht erstmals zahlreiche kleinere, auffallend gleichförmige Plastikpartikel verschiedener Farbe registriert, die aufgrund ihrer Größe von unter 5 mm als Mikroplastik einzustufen sind (Abbildung 77). Dabei handelt es sich um Kunststoffpolymergranulat mit einer mittleren Größe von 4,3 x 3,8 mm und einem mittleren Gewicht von 19,3 mg ± 7,9 g, zumeist von runder oder quaderartiger Form, die weltweit in der Kunststoffindustrie zur Weiterverarbeitung verwendet werden. Bei weiteren Begehungen der Küstenlinie wurde anschließend verstärkt auf diese Art des Mikroplastiks geachtet. Es wurden jedoch nachfolgend nur in einem Gebiet entsprechende Beobachtungen gemacht (Valle Klotz, pers. Mittg. F. Teixeira de Mello). Vermutlich ist das Vorkommen dieses Granulats bzw. deren Sichtbarkeit im Spülsaum stark von der lokalen Beschaffenheit des Uferbereichs, den vorangegangenen Witterungsbedingungen sowie den aktuellen Gezeiten abhängig.

Bemerkenswert ist im Zusammenhang mit dem Nachweis von Plastikgranulat an der Küste der Fildes Peninsula der Fund von mittlerweile drei Säcken zur Verpackung von Plastikgranulat bzw. -pellets des Typs LPDE bzw. LLPDE ((Lineares) Polyethylen niederer Dichte) in den Saisons 2016/17 (pers. Mittg. D. Prowaznik) und 2019/20 (Abbildung 78). Ein möglicher Zusammenhang mit den Funden von Plastikgranulat an der Küste der Fildes-Region kann jedoch nur vermutet werden.

Abbildung 77: Im Spülsaum der Bucht Nr. 12 gefundenes Mikroplastikgranulat



Fotos: C. Braun

Abbildung 78: An der Westküste der Fildes Peninsula gefundene Säcke zur Verpackung von Plastikgranulat des Typs LLDPE bzw. LDPE



Fotos: D. Prowaznik, 2017 & C. Braun, 2020

In Bezug auf die Funde von Styroporfragmenten oder -kügelchen ist anzumerken, dass anhand der Art oder des Zustands des Materials nicht unterschieden werden konnte, ob diese von Schiffen oder aus den umliegenden Stationen stammten. Obwohl die Einbringung dieses Materials in die Antarktis im Widerspruch zu den rechtlich verbindlichen Regelungen des Umweltschutz-Protokolls zum Antarktis-Vertrag (Annex III, Artikel 7) sowie des SCAR Code of Conduct steht (SCAR, 2018), wird es nach wie vor sowohl auf Fischereischiffen verwendet als auch häufig als Verpackungs- oder Isoliermaterial in den Stationen der Fildes Peninsula eingeführt und verwendet (eigene Beobachtung) und ist auch in größerer Entfernung zu den Stationen nachweisbar (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; González-Pleiter et al., 2021; Grohmann Finger et al., 2021a).

10.3 Diskussion und Schlussfolgerungen

Die dargestellten Ergebnisse des systematischen Strandgutmonitorings belegen eine vergleichsweise hohe Präsenz von angespültem Meeressmüll in der Fildes-Region. Die ermittelten Dichten an Meeressmüll liegen mit 0,69 Objekten/m über den Werten für andere Gebiete in der WAP-Region. So lag die mittlere Dichte an Meeressmüll verschiedener Strandabschnitte der Admiralty Bay im Mittel bei 0,16 Objekten/m (min.: 0, max. 1,46; Anfuso et al., 2020). Convey et al. (2002) geben für verschiedene Inseln des Scotia-Bogens (inkl. subantarktische Inseln) Dichten an Meeressmüll zwischen 0 und 0,3 Objekten/m an. Obwohl die Werte in anderen Weltgegenden zumeist deutlich höher liegen (Eriksson et al., 2013; Anfuso et al., 2020), wird eine nennenswerte Akkumulation von Meeressmüll in Gebieten hoher südlicher Breite deutlich. In verschiedenen Studien wurde gezeigt, dass es sich dabei überwiegend um Objekte aus Plastik handelt (z. B. Convey et al., 2002; do Sul et al., 2011; Waluda et al., 2020). Eine Langzeitstudie auf Bird Island/Südgeorgien und Signy Island/South Orkney Islands wies einen Anstieg von angespültem Meeressmüll aus Plastik nach, wobei die Anzahl kleinerer Objekte in letzter Zeit zunahm (Waluda et al., 2020). Dabei wurde gezeigt, dass die Akkumulationsrate deutlich von der Exposition der Küste, der Wind- und Gezeitenbedingungen abhängig ist (Eriksson et al., 2013; Waluda et al., 2020). Eriksson et al. (2013) weisen zudem daraufhin, dass bei täglicher Strandgutabsammlung im Vergleich mit monatlichen oder jährlichen Erfassungen eine zehnfach höhere Akkumulationsrate ermittelt wurde, da ein Großteil des Meeressmülls gewöhnlich durch Wind und Gezeiten wieder zurück ins Meer getragen wird. Somit könnte das Ausmaß der Meeresverschmutzung in der Antarktis bislang deutlich unterschätzt worden sein.

Für den überwiegenden Teil des Meeressmülls im Südpolarmeer werden Fischereiaktivitäten auf der südlichen Südhemisphäre verantwortlich gemacht, was u. a. durch zahlreiche Dokumente zum CCAMLR-Strandgutmonitoring deutlich wird (do Sul et al., 2011; Suaria et al., 2020; Waluda et al., 2020). Regionale Unterschiede bei der Häufigkeit fischereibezogenen Strandguts deuten auf eine lokale Herkunft bestimmter Objekte, wie z. B. Nylon-Leinen oder Packbänder, hin und liefert somit Hinweise auf die Intensität der Fischereiaktivitäten in der Region (Convey et al., 2002; Eriksson et al., 2013). Dagegen können andere Materialien wie Schwimmkörper, Bojen oder Schaumstoffobjekte verstärkt über längere Strecken bis hin in Gebiete ohne Fischereiaktivitäten transportiert werden können (Convey et al., 2002).

Auf der Fildes Peninsula und Ardley Island wurde der erhebliche Anteil an zweifelsfrei fischereibezogenem Meeressmüll bereits bei der ersten Kartierung von Müll und Strandgut deutlich (Peter et al., 2008). Auch für andere Inseln im Bereich der Nördlichen Antarktischen Halbinsel gibt es Nachweise seit rund 20 Jahren, so z. B. für Signy Island, South Orkney Islands (Convey et al., 2002) oder auch für Cape Shirreff und Byers Peninsula, Livingston Island (Torres & D., 2000; Torres et al., 2001; Aguilar & Torres, 2005; Almela & González, 2020) und Harmony Point, Nelson Island (Grohmann Finger et al., 2021a). Harmony Point, Cape Shirreff und Byers Peninsula sind neben der benachbarten Admiralty Bay die nächstgelegenen Gebiete, zu denen veröffentlichte Informationen über angespülten Meeressmüll vorliegen. Die Admiralty Bay stellt hierbei eine Ausnahme dar, da hier aufgrund der geografischen Lage und Form dieser Bucht überwiegend Müll aus den umliegenden Stationen sowie Holz aus verschiedenen Quellen erfasst wurden (Sander et al., 2009; Anfuso et al., 2020). Dagegen verzeichnen Küstenbereiche der South Shetland Islands, die ebenso wie die Westküste der Fildes Peninsula aufgrund ihrer nördlichen oder nordwestlichen Exposition direkt den Meeresströmungen des angrenzenden Ozeans (Drake Passage) ausgesetzt sind, einen erheblichen Eintrag von angespültem Meeressmüll aus dem Südpolarmeer (Almela & González, 2020). Den größten Anteil der Strandgutfundstücke auf Byers Peninsula und Cape Shirreff bildete Plastik, darunter auch verbranntes Plastik und zahlreiche Packbänder und Kunststoffschlingen (Aguilar & Torres,

2005; ATS, 2011; Almela & González, 2020). Übereinstimmende Ergebnisse wurden auch für Harmony Point, Nelson Island gefunden (Grohmann Finger et al., 2021a).

Letztere stellen eine große Gefahr für Robben und Seevögel dar, die sich darin verfangen können, und wurde vielfach auch für die (Sub-)Antarktis belegt (z. B. Croxall et al., 1990; Arnould & Croxall, 1995; Waluda & Staniland, 2013; Golubev, 2020). Aus der Fildes-Region ist bislang lediglich eine Beobachtung eines durch eine Fischereileine verletzten Südlichen Seeelefanten dokumentiert (Peter et al., 2008). Auch wenn das Vorkommen von Packbändern und Kunststoffschlingen in der Fildes-Region nicht gezielt untersucht wurde, scheint deren Anzahl jedoch seit der Saison 2003/04 abgenommen zu haben (eigene Beobachtung). Dies weist ggf. auf eine erfolgreiche Umsetzung der Regelungen zum Müllmanagement an Bord von Schiffen hin (do Sul et al., 2011).

Die zahlreichen Funde von Getränkeflaschen aus Plastik bzw. deren Reste oder Verschlüsse in der Fildes-Region entsprechen Ergebnissen einer aktuellen Studie, die auf die große Menge an Plastikflaschen – insbesondere asiatischer Herkunft – und deren starke Zunahme im Südatlantik hinweist (Ryan et al., 2019). Hierbei ist zu betonen, dass bei Funden mit spanischer Beschriftung oder eindeutig südamerikanischen Ursprungs eine Zuordnung des Verursachers kaum möglich ist (Almela & González, 2020), da ein Großteil der Schiffsflotte des Südpolarmeers in Südamerika Versorgungsgüter aufnehmen dürfte. Eindeutig asiatische Beschriftungen auf Funden weisen hingegen auf einen Eintrag durch Schiffe verschiedener asiatischer Länder hin.

Bezüglich der wiederholt gefundenen Reste von verklumptem, verbranntem Plastik in der Fildes-Region wird vermutet, dass diese aus Verklappung von Resten der Müllverbrennung an Bord von Schiffen stammen. Entsprechende Funde wurden auch auf Livingston Island dokumentiert und weisen auf einen Bruch der geltenden Bestimmungen von MARPOL 73/78 hin (Torres et al., 1997).

Neben den bereits beschriebenen Gefahren durch Meeresmüll, birgt eine mögliche Besiedlung der treibenden Objekte durch verschiedene Organismen das Risiko der Einschleppung nicht-heimischer Organismen in die Antarktis (Barnes & Fraser, 2003). Dies ist insbesondere im Hinblick auf die aktuellen Klimaveränderungen von Bedeutung, da die Gefahr einer erfolgreichen Etablierung nicht-heimischer Arten mit zunehmenden Temperaturen steigt (do Sul et al., 2011; Fraser et al., 2017).

Basierend auf den dargestellten Ergebnissen des in der Fildes-Region durchgeführten Strandgutmonitorings ist eine Fortführung dieses Programms gemäß der standardisierten CCAMLR-Methodik zu empfehlen, da dieses eine wertvolle Maßnahme darstellt, um das Ausmaß bestimmter Fischereiaktivitäten in der Region des Untersuchungsgebiets abzuschätzen, die Einhaltung der CCAMLR-Regularien zu dokumentieren sowie Trends beim Eintrag von Meeresmüll in die Antarktis zu identifizieren (Convey et al., 2002; Waluda et al., 2020). Hierbei ist es von großer Bedeutung, dass die Strandguterfassung in der Fildes-Region künftig weiterhin von erfahrenem und geschultem Personal durchgeführt wird. Für künftige Erfassungen sind auch tägliche Absammlungen von Strandgut denkbar, da diese im Vergleich zu jährlichen Erfassungen aussagekräftiger sind (Eriksson et al., 2013). Ferner erscheint eine Ausweitung des Monitorings auf weitere Strandbereiche empfehlenswert.

11 Einfluss von anthropogenem Material auf Seevögel in der Fildes-Region

11.1 Einleitung

Die vielfältigen negative Auswirkungen Einfluss von anthropogenem Material auf Tiere in terrestrischer, aquatischer und mariner Umgebung wurde vielfach dokumentiert (z. B. Wilcox et al., 2015; Bucci et al., 2020). In Meeresgebieten wurde Plastik am häufigsten bei Seevögeln und Meeressäugern nachgewiesen (Santos et al., 2021). So wird mehr als 44 % der Seevogelarten der Welt durch anthropogenes Material beeinflusst (Laist, 1997).

Wie bereits in Kap. 10.1 erwähnt, könnten chemische Signaturen von im Meer treibenden Plastikpartikeln insbesondere für bestimmte Seevogelarten von Bedeutung sein – besonders für Vertreter der Ordnung der Röhrennasen bzw. Procellariiformes – die sich bei der Nahrungssuche olfaktorisch orientieren (z. B. Verheyden & Jouventin, 1994; Nevitt et al., 1995; Nevitt, 1999; Cunningham et al., 2003; Nevitt et al., 2008; van Buskirk & Nevitt, 2008; Dell'Araccia et al., 2014). Wie hoch dieser Einfluss auf Seevögel jedoch tatsächlich sein kann, ist derzeit unklar (Dell'Araccia et al., 2017). Faktoren, die die Aufnahme von Plastik bei der Nahrungssuche beeinflussen, sind u. a. artspezifische Habitatpräferenzen, Charakteristika der Nahrungssuche (z. B. Art der Nahrung) sowie die Körpergröße der Seevögel (Ryan, 1987b). Möglicherweise spielt auch die größere visuelle Ähnlichkeit kleiner Plastikfragmente mit Krebstieren als mit Fisch oder Kopffüßern eine Rolle bei der Plastikaufnahme (Dell'Araccia et al., 2017). So zeigen Sturmvögel eine starke Farbselektivität hinsichtlich des aufgenommenen Plastiks (Ryan, 1987b). Zudem ist die Plastikverbreitung in den Ozeanen nicht gleichmäßig und hat deshalb auch Einfluss auf die Verbreitung von Plastik in Seevögeln (van Franeker & Law, 2015; Ryan, 2016). Daher wird vermutet, dass Geruchssignaturen wie DMS zur Orientierung dienen und die Vögel auf Gebiete aufmerksam macht, in denen vermeintlich Beute zu finden ist (Nevitt et al., 1995; Dell'Araccia et al., 2014). Des Weiteren finden sich Aggregationen von Plastik und Zooplankton aufgrund von Meeresströmungen an denselben Orten, da Aufwärtsströmungen nicht nur Nährstoffe, sondern auch bereits abgesunkene Plastikpartikel wieder an die Oberfläche bringen können. Nahrungssuchende Seevögel suchen Gebiete mit einer hohen Beutedichte auf und können dort aufgrund der räumlichen Überlappung leichter Plastik aufnehmen (Ryan, 1987b). Dabei sind Seevögel der Ordnung der Röhrennasen besonders davon betroffen (Ivar do Sul et al., 2011). Während einige Seevogelarten in der Lage sind, unverdauliche Bestandteile des Mageninhalts in Form von Pellets hervorzuwürgen, ist dies bei Röhrennasen selten der Fall, wodurch sich Plastikpartikel im Magen akkumulieren können. So enthielten einige Arten außerordentlich oft Plastikpartikel in ihrem Verdauungstrakt (Großer Sturmtaucher: 98 %, Blausturmvogel: 93 %, Eissturmvogel: > 80 %; Ryan, 1987a; Moser & Lee, 1992).

Die Aufnahme von Plastik durch Tiere kann eine Vielzahl negativer Auswirkungen haben (Teuten et al., 2009; Galloway et al., 2017). Verschlucktes Plastik kann zu einem Durchstoßen des Magen-Darm-Traktes führen oder diesen vollständig blockieren (z. B. Jacobsen et al., 2010; Brandão et al., 2011; Poli et al., 2015). Weitere mögliche Folgen reichen von Gewebeentzündungen, veränderter Genexpression, bis hin zu reduziertem Wachstum, Reproduktionserfolg und Überleben (siehe Reviews in Derraik, 2002; Kühn et al., 2015; Rochman et al., 2016; Provencher et al., 2019).

Eine Plastikaufnahme durch Seevögel wurde jedoch nicht nur für Arten gezeigt, die ihre Nahrung an oder nahe der Wasseroberfläche (< 2 m) aufnehmen, sondern auch für Arten, die in mittleren

(3 – 6 m) und größeren Tiefen (20 – 100 m) fressen (Tavares et al., 2017). Daneben sind Vogelarten mit einer generalistischen Ernährungsweise besonders anfällig für die Aufnahme von Plastik (z. B. Coulson & Coulson, 1993; Lenzi et al., 2016; Seif et al., 2018; Jardine et al., 2021).

Zahlreiche Studien unterstreichen die Bedrohung von Seevögeln durch eine Aufnahme anthropogenen Materials (z. B. Gregory, 2009; Kühn & van Franeker, 2012; Rochman et al., 2016). Eine Plastikaufnahme durch Seevögel in der Antarktis ist bereits seit Langem bekannt (van Franeker & Bell, 1988; Ainley et al., 1990a). Creet et al. (1994) wiesen bereits in der Saison 1990/91 im Mageninhalt von Kapsturmvögeln auf King George Island Plastik nach, darunter u. a. fischereibezogenes Material und industrielles Granulat. Bekannt ist inzwischen, dass die Hälfte der Sturmvogel- und Sturmschwalbenarten regelmäßig Plastikpartikel verschluckt (Kühn et al., 2015).

Eine aktuelle Studie belegte erstmals die Aufnahme von Mikroplastik durch Pinguine in der (Sub-)Antarktis. So enthielten 20 % der Kotproben von Eselspinguinen von Bird Island (Südgeorgien) und Signy Island (South Orkney Islands) Mikroplastik, das mittels Mikro-Fourier-Transform-Infrarotspektrometrie (μ -FTIR) sicher bestimmt wurde (Bessa et al., 2019). Gefunden wurden hauptsächlich Fasern, Fragmente und Folie verschiedener Größe und Polymer-Zusammensetzung. Unterschiede beim Mikroplastikvorkommen im Pinguinkot zwischen den beiden untersuchten Regionen konnten nicht nachgewiesen werden (Bessa et al., 2019). Eine weitere Studie dokumentierte ein ähnlich hohes Vorkommen von Mikroplastik in Kotproben von Pinguinen, gesammelt zwischen 2006 und 2016 in verschiedenen Kolonien entlang der Antarktischen Halbinsel und der Scotia Sea (Fragão et al., 2021). Mikroplastik wurde in 15 % (Adéliepinguin), 28 % (Zügelpinguin) bzw. 29 % (Eselspinguin) der Kotproben nachgewiesen (Fragão et al., 2021). Dabei handelte es sich überwiegend um Polyethylen (80 %) und Polyester (10 %), identifiziert mit Hilfe von μ -FTIR-Spektroskopie (Fragão et al., 2021). Aufgrund der ähnlichen Häufigkeit des Auftretens anthropogener Partikel in allen untersuchten Kolonien und eines fehlenden zeitlichen Trends, deuten die Daten daraufhin, dass in der Scotia Sea keine punktuelle Quelle für die Verschmutzung mit Mikroplastik zu finden ist (Fragão et al., 2021). In einer weiteren Studie wurden Mikroplastikfasern in Kotproben von Königspinguinen nachgewiesen, wobei Proben brütender Altvögel, deren Nahrungsgebiete weiter nördlich liegen, mehr Plastikfasern enthielten als kükenführende Vögel (Le Guen et al., 2020).

Diese Ergebnisse unterstreichen zudem die Eigenschaft von Seevögeln, als Vektoren für Mikroplastik zu agieren. Zudem ist in Gebieten mit Seevogelkolonien mit einer Anreicherung von Mikroplastik durch Guano-Akkumulation zu rechnen (Provencher et al., 2018).

Des Weiteren sind zahlreiche Belege über die Verwendung von anthropogenem Material zum Nestbau von Seevögeln dokumentiert (z. B. Hartwig et al., 2007; Votier et al., 2011; Verlis et al., 2014; Jagiello et al., 2019; Brentano et al., 2020; Grohmann Finger et al., 2021a).

Aufgrund der weiten Verbreitung von anthropogenem Material jeglicher Art in der Fildes-Region, das zu großen Teilen durch nicht ausreichend optimiertes Müllmanagement der Stationen, aber auch in Form von Meeresmüll eingetragen wurde, ist eine negative Auswirkung der einheimischen Tierwelt mit Müll zu vermuten (Peter et al., 2008; Braun et al., 2012; Peter et al., 2013; González-Pleiter et al., 2021). Folgerichtig wurde in diesem Gebiet bereits eine Aufnahme von anthropogenem Material, hierbei v. a. Plastik, durch zahlreiche einheimische Brutvögel nachgewiesen, im Detail für Braune Skua und Südpolarskua (Braun, 2001; Peter et al., 2008; Prowaznik, 2019) sowie den Südlichen Riesensturmvogel (Peter et al., 2013; Braun et al., 2020b).

11.2 Methoden

Für die Untersuchung des möglichen Einflusses von anthropogenem Material auf Seevögel und Robben wurden in den Saisons 2018/19 und 2019/20 in der Fildes-Region Kotproben verschiedener Vogelarten sowie frischtote Tiere bzw. in Einzelfällen intakte Mumien gesammelt und bei -20 °C konserviert. Daneben wurden Skua-Pellets mit unverdaulichen Resten von Sturmschwalben gesammelt, getrocknet und anschließend auf anthropogenes Material hin untersucht. Zusätzlich wurde auf im Institut für Ökologie und Evolution der Friedrich-Schiller-Universität Jena bereits vorhandenes Tier- und Probenmaterial aus der Fildes-Region, das seit der Saison 2016/17 gesammelt wurde, zurückgegriffen. Die gesammelten Tiere wurden entweder noch in der Antarktis oder am Institut in Jena seziiert und deren Mageninhalt und Darmtrakt auf anthropogenes Material hin untersucht.

Zusätzlich wurden weitere Daten einbezogen, die in der Vergangenheit im Rahmen verschiedener Projekte in der eigenen Arbeitsgruppe erhoben worden waren. So wurden Ergebnisse einer früheren Studie, in der der Mageninhalt von Küken der Buntfußsturmschwalbe, die in der Tres-Hermanos-Kolonie auf der nahe gelegenen Potter Peninsula gesammelt wurden, integriert und um weitere Daten ergänzt (Nordt, 2009). Des Weiteren wurden Pellets, Kot- und Spuckproben (Regurgitat) von Skuas untersucht, die in den Saisons 2016/17 bis 2019/20 in der gesamten Fildes-Region gesammelt worden waren und mit Ergebnissen aus einer früheren Masterarbeit ergänzt (Prowaznik, 2019).

Sämtliche Proben wurden über einem Sieb mit einer Maschenweite von 0,5 mm gewaschen. Dabei wurde sämtliches erkennbares anthropogenes Material abgesammelt. Kotproben von Robben und Pinguinen wurden aufgrund des hohen Gehalts an Krill-dominierten Chitin-Bestandteilen mit 20%iger Kalilauge (KOH) behandelt, um die organischen Bestandteile zu zersetzen (Abbildung 79). Das zugefügte Volumen an KOH betrug in etwa das 2-3-fache der Kotprobe, bis zu einem maximalen Volumen von 100 ml (Fragão et al., 2021). Nach einer Mazerationsdauer von 4-8 Wochen wurden die Proben nacheinander über je einem Sieb mit einer Maschenweite von 1,0 mm bzw. 0,5 mm gewaschen. Kotproben der Pinguine wurden nach der Mazeration einmal gewaschen.

Abbildung 79: Kotproben von Pinguinen, versetzt mit 20%iger Kalilauge



Fotos: H. Grämer

Hinsichtlich der Methodik ist kritisch anzumerken, dass das organische Material durch den Mazerationsschritt nicht vollständig aufzulösen war, was im Widerspruch zu zahlreichen veröffentlichten Methodenbeschreibungen steht. So reichte die angegebene Mazerationzeit bei einer Verwendung von 10%iger KOH über 24 h, 48 h, 72 h bis 2-3 bzw. 2-8 Wochen (Foekema et al., 2013; Kühn et al., 2017; Bessa et al., 2019; Keogh, 2019; Fragão et al., 2021), die für eine vollständige Zersetzung des Chitins ausreichte.

Sämtliches zurückbleibendes Material, darunter Nahrungsreste, Steine, Moospartikel, Parasiten und anthropogenes Material wurde unter dem Stereomikroskop (ZEISS Stemi SV11) sortiert und klassifiziert. Die Größenbestimmung des gefundenen Mikroplastiks erfolgte mit einem Objektmikrometer (Genauigkeit 0,1 mm) unter dem Stereomikroskop, das Gewicht wurde mit Hilfe einer Feinwaage auf 0,0001 g genau bestimmt. Der Nachweis von Plastikpartikeln beschränkte sich auf Objekte im sichtbaren Bereich. Auf die Untersuchung von sehr kleinen Fasern musste zudem aus methodischen Gründen verzichtet werden.

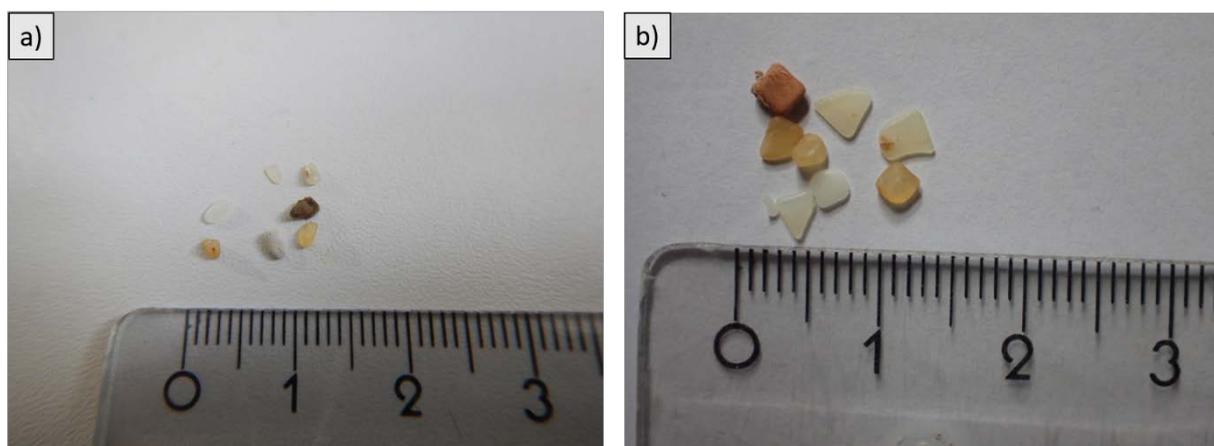
Eine eindeutige Identifizierung und Charakterisierung der Mikroplastikpartikel erfolgte anschließend mit Hilfe von FTIR-Spektroskopie (Thermo Scientific™ Nicolet™ iS™ 5 FT-IR-Spektrometer) am Institut für Anorganische und Analytische Chemie der Friedrich-Schiller-Universität Jena. Dabei wurde die Polymerzusammensetzung der Partikel anhand der charakteristischen Banden und mittels Abgleich mit spektralen Datenbanken bestimmt (Galgani et al., 2013). Jede Probe wurde dabei mindestens zweimal vermessen.

11.3 Sturmschwalben und Sturmvögel

11.3.1 Analyse des Mageninhalts

In der Saison 2019/20 gelang der Fund von zwei adulten Buntfußsturmschwalben, darunter eine vollständige Mumie sowie eine frisch tote Sturmschwalbe, letztere gefunden durch F. Teixeira de Mello, Uruguay. Beide Vögel wiesen in ihrem Mageninhalt 7 bzw. 9 Plastikpartikel mit einem Gesamtgewicht von 15 mg bzw. 33,4 mg auf (Abbildung 80). Darunter waren zwei Partikel Plastikgranulat, erkennbar an der einheitlichen quaderartigen Form (Abbildung 80 b). Die Größe der einzelnen Partikel lag im Durchschnitt bei $2,8 \pm 0,6 \times 2,2 \pm 0,6$ mm bei einem mittleren Gewicht von $0,3 \pm 0,2$ mg.

Abbildung 80: Plastikpartikel aus dem Mageninhalt von Buntfußsturmschwalben (*Oceanites oceanicus*) in der Fildes-Region, a) Mumie, b) frischtoten Exemplar

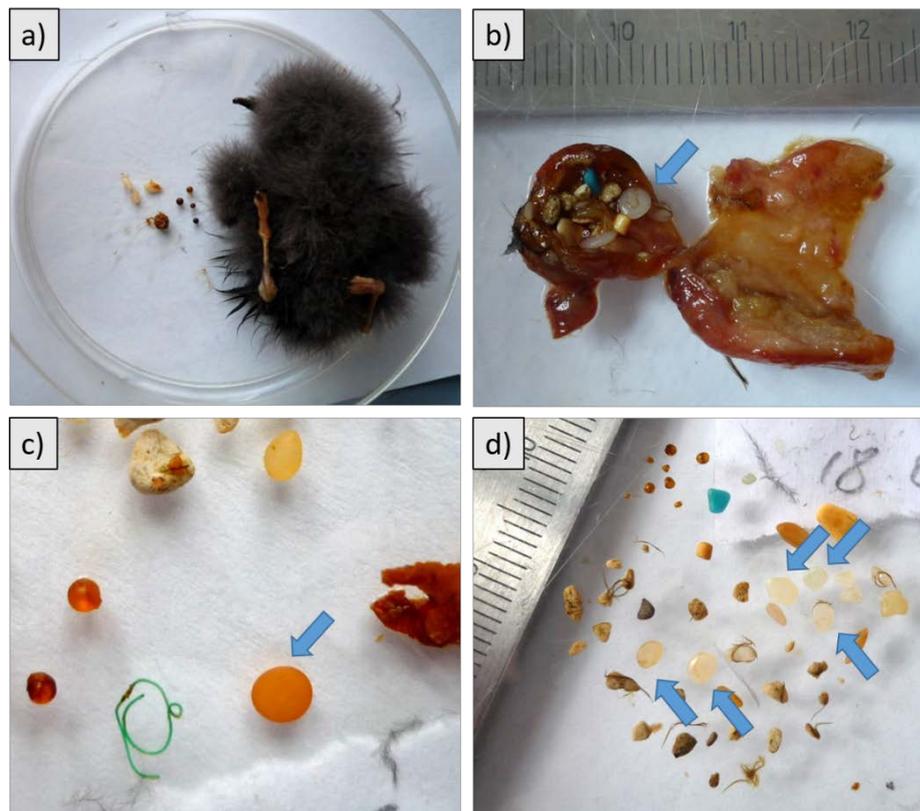


Fotos: C. Braun

Die beschriebenen Funde bestätigen Ergebnisse einer früheren Studie, wo der Inhalt des Magen-Darmtrakts von Küken der Buntfußsturmschwalbe untersucht wurde, die in den Saisons 2002/03 und 2004/05 auf der nahe gelegenen Potter Peninsula gesammelt werden konnten. Dieser Datensatz wurde um zwei weitere juvenile, in der Saison 2002/03 gesammelte Buntfußsturmschwalben aus demselben Gebiet ergänzt. Insgesamt wurden so 87 Küken untersucht, deren Alter entweder durch regelmäßige Nestkontrollen bekannt war oder anhand der Tarsusmaße ermittelt wurde (Quillfeldt & Peter, 2000).

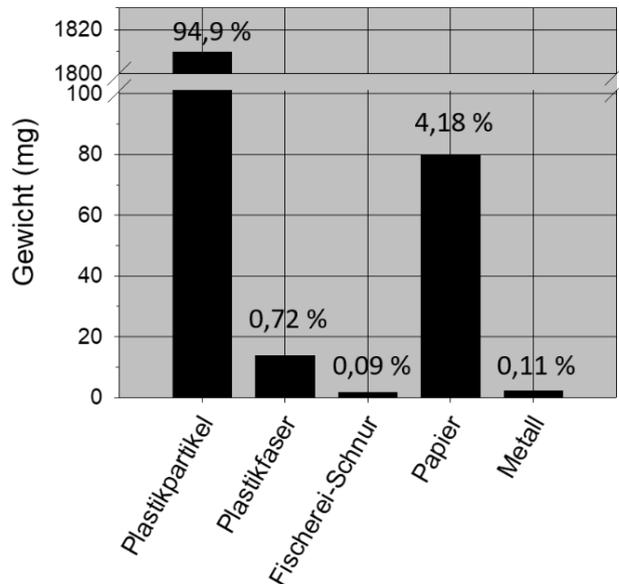
Insgesamt enthielt die Mehrzahl der untersuchten Küken nicht-organisches Material. Den größten Gewichtsanteil (54 %) machten Steine aus, während es sich bei den übrigen Partikeln um anthropogenes Material handelte. So wurde in 73 der untersuchten Küken Plastikpartikel nachgewiesen, was einem Anteil von 84 % entspricht. Im Mittel enthielten die Sturmschwalbenküken $7,7 \pm 5,3$ Partikel (Maximum: 21 Partikel) mit einem mittleren Gewicht von $24,8 \pm 19,0$ mg. Dabei machte Plastik bis zu 73 % des Gewichts des Mageninhalts, bestehend aus Nahrungsbrei und nicht-organischen Partikeln, aus. Neben industriellem Granulat und Fragmenten aus Plastik wurden auch Plastikfasern, Fischereileinen, Papier und Metall gefunden (Abbildung 81 a – d & Abbildung 82). Helle Farben der Objekte wie weiß, beige oder orange dominierten hierbei deutlich. Auffallend ist ferner der hohe Anteil an industriellem Plastikgranulat, erkennbar an der gleichmäßig runden oder quaderartigen Form, das in mindestens 49 der 73 Küken mit Plastikpartikeln (67 %) nachgewiesen wurde.

Abbildung 81: Untersuchung des Mageninhalts von Küken der Buntfußsturmschwalbe; gefundene Objekte: a – Sturmschwalbenküken mit Mageninhalt, b – geöffneter Magen mit Inhalt, c & d – Beispiele für gefundenes Material; Pfeile markieren industrielles Plastikgranulat



Fotos: A. Ruß

Abbildung 82: Gewichtsanteile des verschiedenen anthropogenen Materials, gefunden im Mageninhalt von Küken der Buntfußsturmschwalbe (Quelle: unveröff. Daten A. Nordt, ergänzt)

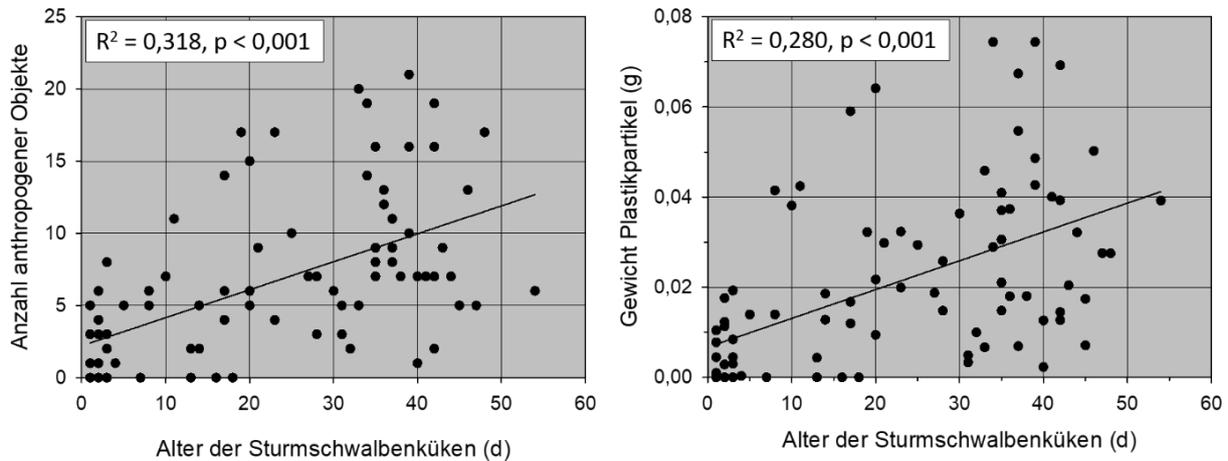


Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Die hier nachgewiesene hohe Aufnahme von Plastik für Sturmschwalben deckt sich mit Daten von anderen Seevogelarten (z. B. Acampora et al., 2014; Bond et al., 2014; Lavers et al., 2014; Trevail et al., 2015; Kain et al., 2016; Youngren et al., 2018; Baak et al., 2020).

Im Hinblick auf den Nachweis von anthropogenem Material im Magen-Darm-Trakt von Sturmschwalbenküken ließe sich einerseits vermuten, dass Plastikpartikel ausschließlich oder mindestens überwiegend im Überwinterungsgebiet durch die Elternvögel aufgenommen und mit der ersten Futterübergabe transferiert werden. Dagegen weisen die vorhandenen Daten auf eine andere Quelle der Plastikpartikel hin, da Sturmschwalbenküken in der Nesthöhle auf eine Fütterung durch die Elterntiere angewiesen sind. Von großer Bedeutung war hierbei, dass das Alter der Küken aufgrund regelmäßiger Nestkontrollen bekannt war bzw. anhand von Tarsusmessungen nachträglich ermittelt wurde. Dadurch konnte gezeigt werden, dass sich sowohl die Anzahl als auch das Gewicht der im Magen nachgewiesenen anthropogenen Partikel mit zunehmendem Alter der Küken signifikant erhöhen (Abbildung 83; Nordt, 2009). Dies weist zweifelsfrei daraufhin, dass während der Brutsaison eine wiederholte Aufnahme von Plastikpartikeln im Bereich des Nahrungsgebiets stattfindet, welche über Futterübergaben durch die Elterntiere an die Küken weitergegeben werden. Somit handelt es sich um einen transgenerationellen Transfer der Plastikpartikel von den Elterntieren auf die Jungtiere durch Futterübergaben.

Abbildung 83: Anzahl anthropogener Objekte und Gewicht von Mikroplastikpartikeln, gefunden im Mageninhalt von Sturmschwalbenküken, in Bezug zum Alter der Küken (Quelle: unveröff. Daten A. Nordt, ergänzt)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Intergenerationeller Transfer von Mikroplastik wurde bereits für mehrere Vertreter der Ordnung der Procellariiformes der Südhemisphäre nachgewiesen, so z. B. für Buntfußsturmschwalbe, Südlicher Riesensturmvogel, Sepiasturmtaucher (*Calonectris diomedea*) oder Kurzschwanzsturmtaucher (*Ardenna tenuirostris*) (van Franeker & Bell, 1988; Copello & Quintana, 2003; Carey, 2011; Rodríguez et al., 2012; Cousin et al., 2015).

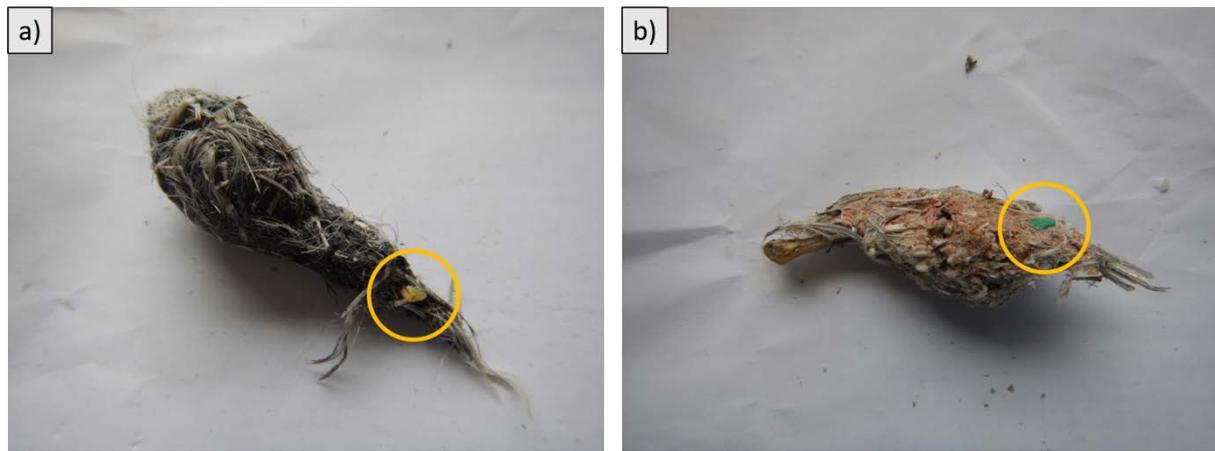
11.3.2 Indirekter Nachweis von Mikroplastik in Sturmschwalben und Sturmvögeln mit Hilfe von Skua-Pellets

Braune Skuas sind neben der Nutzung von Pinguinen als Nahrungsressource auch in der Lage, sich auf höhlenbrütende Seevögel als Nahrungsquelle zu spezialisieren (Pietz, 1987; Young et al., 1988; Ryan & Moloney, 1991; Moncorps et al., 1998; Mougeot et al., 1998; Ryan et al., 2009b; Schultz et al., 2021). So ist etwa eine Spezialisierung Brauner Skuas auf die beiden heimischen Sturmschwalbenarten Buntfußsturmschwalbe und Schwarzbauchmeerläufer als Nahrungsquelle von der Potter Peninsula (Hahn & Quillfeldt, 1998) und der Fildes Peninsula (pers. Mittg. M. Ritz, M. Kopp, S. Lisovski, J. Esefeld & eigene Beobachtung) bekannt. Da aufgrund der geringen Körpergröße der beiden in der Fildes-Region sympatrisch brütenden Sturmschwalbenarten (vgl. Kap. 4.10) diese durch Braune Skuas vollständig verschluckt werden, sollte in der vorliegenden Arbeit gezielt untersucht werden, ob Plastikpartikel auch in der Antarktis von einem trophischen Niveau auf das höhere gelangen und ob sich Pellets unverdaulicher Sturmschwalbenreste, die von Braunen Skuas hervorgewürgt wurden, für einen indirekten Nachweis von Plastikpartikeln im Mageninhalt von Sturmschwalben eignen. Einschränkend ist hierbei anzumerken, dass nicht in jedem Fall von den im Skua-Pellet gefundenen Nahrungsresten auf die gefressene Sturmschwalbenart geschlossen werden kann. Deshalb wurden bei der Auswertung der Skua-Pellets die beiden Arten Buntfußsturmschwalbe und Schwarzbauchmeerläufer zusammengefasst.

Insgesamt wurden in den Saisons 2016/17 bis 2019/20 gezielt an mehreren Skua-Nestern auf der Fildes Peninsula insgesamt 53 Pellets gesammelt (Abbildung 84 a & b), in denen Reste von Seevögeln außer Pinguinen erkennbar waren. Darunter enthielten zwei Pellets Reste eines nicht

weiter bestimmbarer Walvogel (*Pachyptila spec.*) sowie ein Pellet Reste eines Kapsturmvogels, erkennbar an der Größe der Knochen und Farbe der Federn.

Abbildung 84: Beispiele für an Nestern von Braunen Skuas gesammelte Pellets mit Nahrungsresten einer Sturmschwalbe (a) und eines Walvogels (b); gelb markiert sind bereits von außen erkennbare vorhandene Mikroplastikpartikel.



Fotos: C. Braun

Bei der Analyse der Pellets wurden neben Federresten, Knochen und einigen Steinen zahlreiche Plastikpartikel gefunden. Insgesamt wurde in 19 (ca. 36 %) der gesammelten Skua-Pellets Sturmschwalben- bzw. Sturmvogelreste nachgewiesen. Dabei handelte es sich überwiegend um verschiedenfarbige, unregelmäßig geformte und an den Seiten abgerundete Plastikfragmente, die wahrscheinlich durch Zersetzung oder Zerfall von Plastik im Meer entstanden sind. Inwiefern sich Plastikfragmente im Muskelmagen der Vögel verändern, ist unklar. Darüber hinaus konnte in den Skua-Pellets mit Sturmschwalbenresten auch mehrfach derartiges Plastikgranulat nachgewiesen werden (siehe Kap. 11.3.2).

Ferner enthielten zwei Skua-Pellets mit Resten eines Walvogels deutlich mehr und größere Plastikpartikel im Vergleich zu den Pellets mit Sturmschwalbenresten. Während ein Pellet zwei Plastikpartikel – darunter ein Stück Plastikgranulat – mit einem Gewicht von zusammen ca. 28 mg, enthielt, wies das andere Pellet 12 Partikel mit einem Gesamtgewicht von 127 mg auf. Dabei handelte es sich bei vier Stücken vermutlich um Plastikgranulat (Abbildung 85).

Abbildung 85: In einem Skua-Pellet mit Resten eines Walvogels gefundene Mikroplastikpartikel, markiert sind Stücke von industriellem Plastikgranulat



Fotos: C. Braun

Die mittlere Größe der in den verschiedenen Proben von Seevögeln gefundenen Partikel von industriellem Granulat lag bei $3,5 \pm 0,7 \times 3,3 \pm 0,7$ mm bei einem mittleren Gewicht von $9,7 \pm 5,4$ mg. Damit ähneln diese Partikel deutlich denen, die im Rahmen des Strandgutmonitorings im Spülsaum erfasst wurden, weisen jedoch im Durchschnitt ein etwas geringes Gewicht auf (siehe Kap. 10.2).

Aufgrund der pelagischen Ernährungsweise der Sturmschwalben und Walsturmvögel ist davon auszugehen, dass die Plastikpartikel von der Meeresoberfläche und nicht im Bereich der Küste aufgenommen wurden. Somit dürfte der in der Fildes-Region angespülte Meeresmüll keine wesentliche Quelle für das verschluckte Mikroplastik darstellen.

Größe und Gewicht der im Verdauungstrakt der Sturmschwalben gefundenen Plastikpartikel stimmen mit Befunden einer vergleichenden Arbeit überein, in der aufgezeigt wird, dass die Mehrzahl der durch zahlreiche Sturmvoegelarten aufgenommenen Plastikpartikel zwischen 2 und 10 mm groß ist (Roman et al., 2019). Morét-Ferguson (2010) zufolge handelt es sich dabei um das weitverbreitetste, im Ozean treibende Plastikmaterial. Demnach ist das Risiko einer Aufnahme durch Sturmvoegel, insbesondere durch pelagische Planktonfresser wie die Sturmschwalben, besonders hoch.

Ferner unterscheiden sich die gefundenen Plastikpartikel in Form und Größe deutlich von Objekten, die häufig in Skua-Pellets und an den Skua-Futterplätzen bzw. -Nestern in der Fildes-Region gefunden werden (Braun, 2001; Prowaznik, 2019). Somit lässt sich schlussfolgern, dass sich Skua-Pellets, die Sturmschwalbenreste enthalten, für einen indirekten qualitativen Nachweis von Plastikpartikeln im Mageninhalt von Sturmschwalben und Sturmvoegel eignen, wenn auch die Anzahl der Partikel im Vergleich zu direkten Mageninhaltsanalysen unterrepräsentiert zu sein scheint. Verwendbar sind hierfür jedoch nur kompakte, geschlossene Pellets mit Sturmschwalbenresten, da bei älteren zerfallenden Pellets Teile des Inhalts bereits durch Wind verteilt worden sein könnte.

Die in der vorliegenden Arbeit dargestellte Möglichkeit des indirekten Nachweises von Mikroplastik in Sturmschwalben über Skua-Pellets stellt einen weiteren Beleg für den trophischen Transfer von Mikroplastik in marinen Topprädatoren dar. Entsprechendes wurde bereits z. B. für verschiedene Räuber-Beute-Systeme gezeigt, wie z. B. Fisch – Robbe (Nelms et al., 2018) oder Ruderfußkrebs – Qualle (Costa et al., 2020). So wurde dies auch für Skuas in der Arktis gezeigt, wo sich Plastik, das von Eissturmvögeln (*Fulmarus glacialis*) aufgenommen wurde, in Pellets der großen Skua (*Stercorarius skua*), die Reste von Eissturmvögeln enthielten, nachweisen ließ (Hammer et al., 2016; Quer & Gilbert, 2018). Für den Südatlantik wurde ebenfalls die Eignung von Skua-Pellets als Indikatoren für das Vorkommen von Plastik in Seevögeln beschrieben (Ryan & Fraser, 1988; Ryan, 2008).

Sämtliche in Skua-Pellets und Mageninhalten gefundene Plastikpartikel aus Sturmschwalben und Sturmvögeln wurden zu weiteren Untersuchungen, u. a. für die Bestimmung der Kunststoffart sowie für Nachweise anhaftender Schadstoffe, an Dr. F. Teixeira de Mello (Centro Universitario Regional Este (CURE), Universidad de la República, Maldonado, Uruguay) geschickt. Ergebnisse daraus lagen bis Projektende nicht vor.

11.4 Skuas

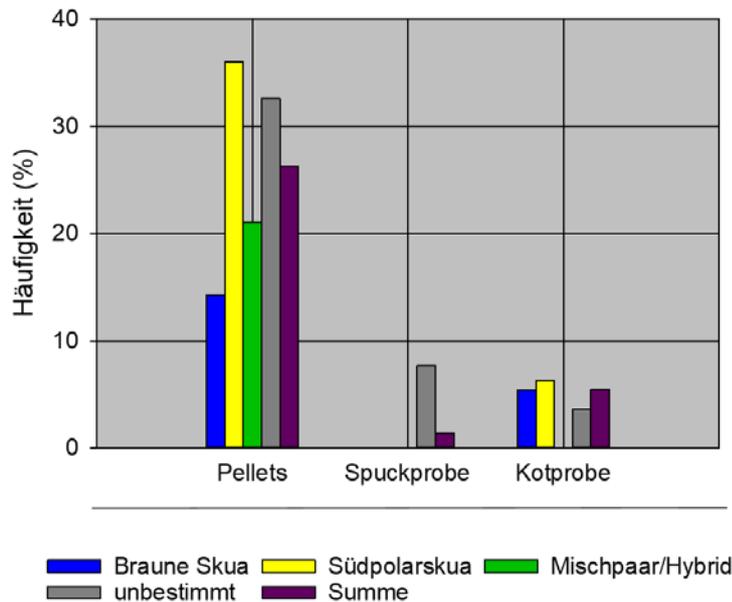
11.4.1 Analyse des Mageninhalts

Bei der Analyse des Mageninhalts von frischtot gefundenen Skuas wurden eine juvenile Braune Skua sowie vier Südpolar skuas (1 adult, 3 juvenil) untersucht. Dabei wurde kein anthropogenes Material registriert.

11.4.2 Analyse von Spuckproben

Da Skua-Küken als Abwehrreaktion auf die Handhabung im Rahmen ihrer Beringung gelegentlich Nahrungsbrei hervorwürgen, wurde dieser in der Saison 2016/17 gezielt für Nahrungsanalysen gesammelt. Von diesen 72 Spuckproben (4 x Braune Skua, 54 x Südpolar skua, 1 Hybrid/Mischpaar, 13 x unbekannter Paartyp) enthielt lediglich eine Probe (1,4 %), die von einem Skua-Küken einer unbestimmten Art stammte, ein Mikroplastikpartikel. Dieses wurde aufgrund von Farbe, Größe und Form als industrielles Plastikgranulat identifiziert (siehe Kap. 10.2). Da diese Spuckprobe ausschließlich unverdaute Reste einer Buntfußsturmschwalbe enthielt und diese Art entsprechende Partikel häufig mit ihrer Nahrung von der Meeresoberfläche aufnimmt (siehe Kap. 11.1), wird vermutet, dass das gefundene Plastikpartikel über einen trophischen Transfer, d. h. über die gefressene Beute, in die Skua gelangte.

Abbildung 86: Vorkommen von anthropogenem Material in verschiedenen Probentypen je Skua-Art bzw. Paartyp



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

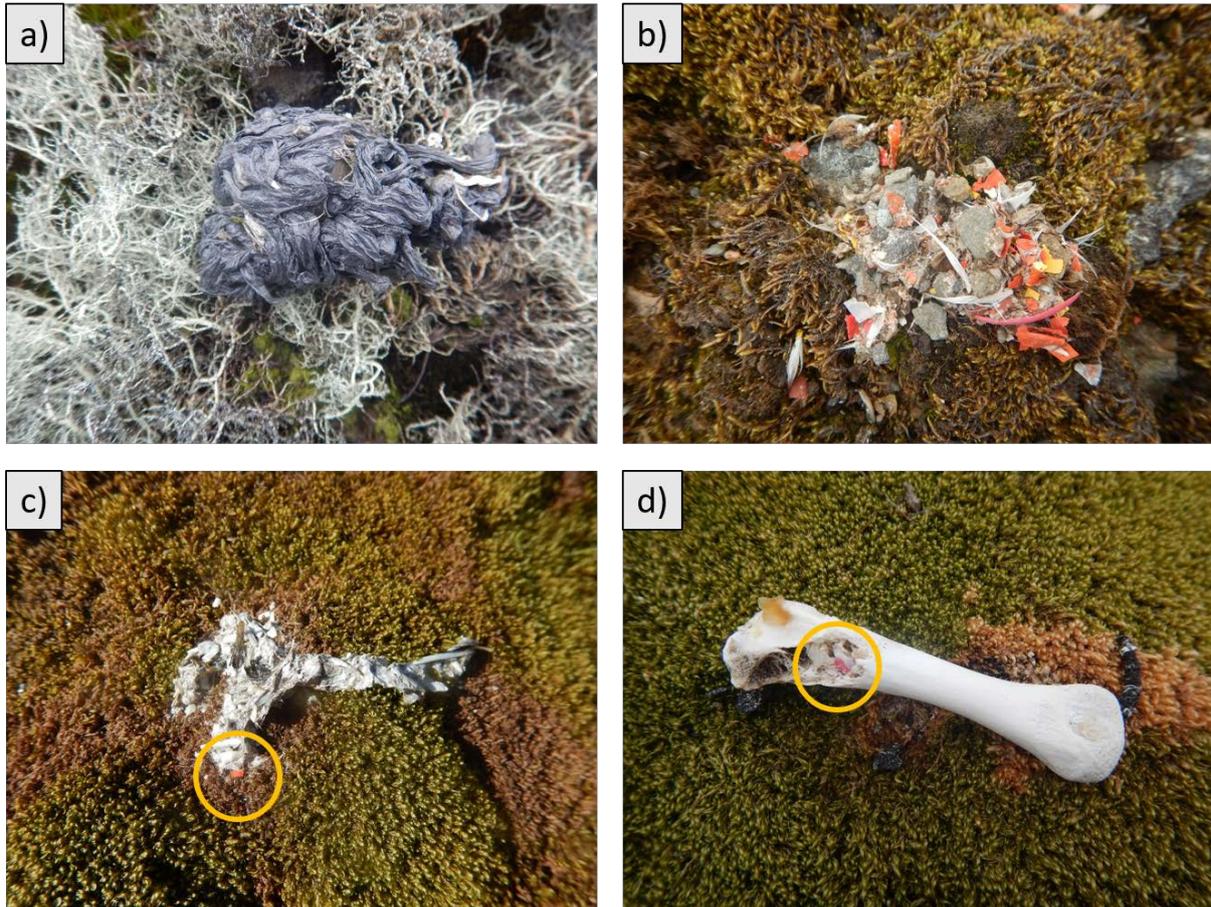
11.4.3 Analyse von Kotproben

Zur Frage, ob sich anthropogenes Material, das häufig in Nahrungsresten von Skuas zu finden ist, im Kot von Skuas nachweisen lässt, wurden 22 in den Saisons 2018/19 und 2019/20 gesammelte Proben mit Proben und Daten aus einer vorangegangenen Masterarbeit, in der Proben aus 2015/16 und 2016/17 ausgewertet wurden (Prowaznik, 2019), zusammengefasst. So konnten insgesamt 311 Proben (93 x Braune Skua, 172 x Südpolarskua, 16 x Hybrid-/Mischpaar, 28 x unbestimmte Art) analysiert werden. Dabei wurde deutlich, dass in ca. 5,5 % aller Skua-Kotproben anthropogenes Material, darunter Plastik und Lackchips nachgewiesen werden konnte. Dabei war die Häufigkeit entsprechender Funde bei Südpolarskuas etwas höher als bei Braunen Skuas (Abbildung 86).

11.4.4 Analyse von Pellets und Funden von anthropogenem Material am Nest

Bekannt ist bereits seit längerem, dass sich in Skua-Territorien, und hierbei überwiegend an Brutplätzen von Braunen Skuas, eine Vielzahl sowohl von Resten anthropogener Nahrung als auch von weiterem anthropogenem Material, v. a. Plastik, finden lässt (Wang & Norman, 1993; Reinhardt, 1997; Braun, 2001; Golubev, 2020). Dieses wird entweder direkt in das Territorium getragen oder gefressen und am Brutplatz als Pellet wieder hervorgewürgt (Peter et al., 2008; Golubev, 2020; Ibañez et al., 2020). Besonders charakteristische Beispiele für diese Pellets, gefunden in den Saisons 2018/19 und 2019/20, sind in Abbildung 87 dargestellt.

Abbildung 87: Skua-Pellets bzw. Nahrungsreste mit anthropogenem Material: a) Plastikfolie, b) Farbchips und Plastik, c) & d) Farbchips

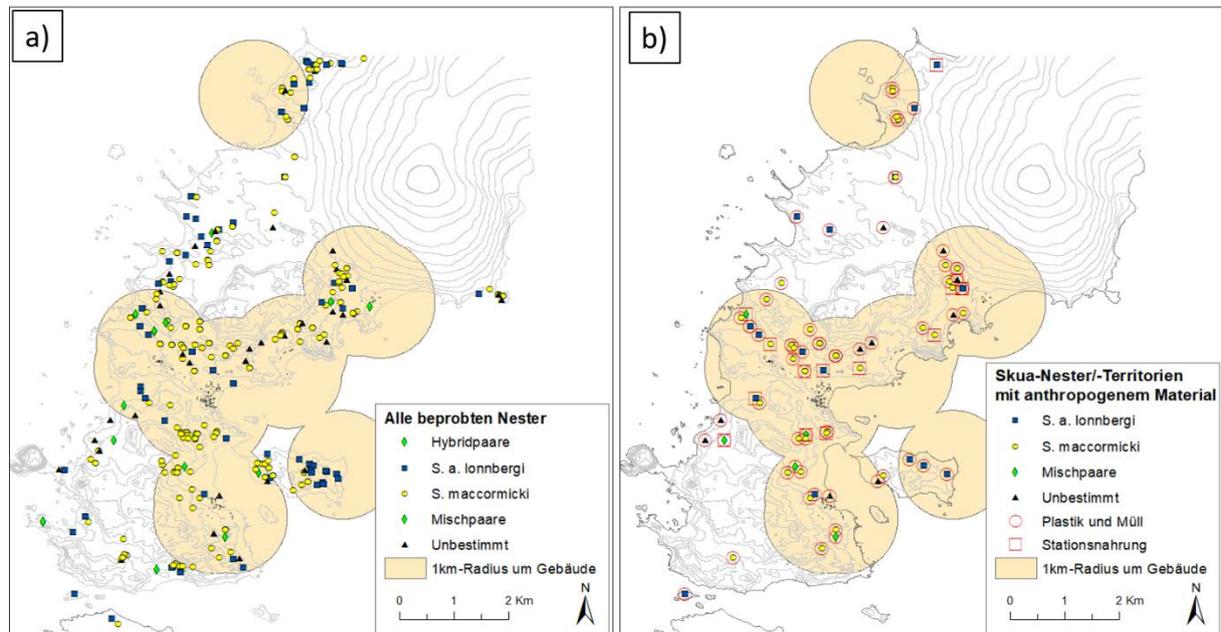


Fotos: C. Braun, alle Februar 2020

In den Saisons 2015/16 bis 2017/18 wurden im Rahmen einer Masterarbeit (Prowaznik, 2019), die im Untersuchungsgebiet durchgeführt wurde, insgesamt 217 Proben mit Skua-Pellets gesammelt (77 x Braune Skua, 75 x Südpolarskua, 19 x Misch-/Hybridpaar, 46 x unbestimmter Paartyp). Dabei wurden die beprobten Nester so verteilt, dass der Probenpool sowohl stationsnahe als auch stationsferne Skuanester einschließt (Abbildung 88). Eine Probe enthielt im Mittel drei Pellets, wodurch so insgesamt mindestens 679 Pellets ausgewertet wurden. Die Analyse der Proben lieferte Informationen über das Nahrungsspektrum der beiden einheimischen Skua-Arten sowie über zeitliche und räumliche Faktoren, die dieses beeinflussen. Für die vorliegende Studie wurde die Häufigkeit des Auftretens von anthropogenem Material berücksichtigt. Insgesamt enthielten ca. 26 % der Proben anthropogenes Material, darunter beinahe ausschließlich Objekte aus Plastik, wie z. B. Folie, Schnüre, Kabel oder Silikon. Dokumentiert wurden jedoch auch wiederholt Farbchips, die von lackierten Oberflächen von Infrastrukturobjekten (Gebäude, Leitungen, Tanks, Fahrzeuge etc.) der Stationen stammen (Abbildung 87 b). Daneben enthielten ca. 7 % der Proben frische Reste menschlicher Nahrung, wie z. B. Knochen, Maiskolben oder Kirschkern. Diese Funde belegen, dass Skuas in der Fildes-Region noch immer Zugang zu menschlicher Nahrung haben bzw. in den Stationen aktiv gefüttert werden, obwohl diese Praxis im Widerspruch zu den rechtlichen Regelungen des Umweltschutz-Protokolls zum Antarktis-Vertrag (Annex II und III) steht (siehe auch Peter et al.,

2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2014; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2017b; Braun et al., 2020b).

Abbildung 88: Verteilung aller in den Saisons 2015/16 bis 2019/20 beprobten Skua-Nester bzw. Territorien (a) sowie derjenigen mit anthropogenem Material (b), nachgewiesen anhand verschiedener Probenarten (Mageninhalt, Spuckproben, Kotproben, Pellets)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Hinsichtlich der Verteilung der Skua-Brutpaare, in deren Spuck- und Kotproben sowie Pellets anthropogenes Material gefunden wurde, zeigt sich, dass das Vorkommen solcher Funde stark abhängig ist von der Nähe zu den Stationen der Region (Abbildung 88). Diese werden augenscheinlich nach wie vor als Nahrungsquelle genutzt (Braun, 2001; Peter et al., 2008; Prowaznik, 2019; eigene Beobachtung). Dieser Befund reiht sich ein in frühere Untersuchungen aus der Fildes-Region (Braun, 2001; Prowaznik, 2019), aus der Ostantarktis (Wang & Norman, 1993) sowie aktuell aus dem Gebiet der Hope Bay (WAP-Region; Ibañez et al., 2020). Eine Erklärung hierfür könnte eine Ausweitung des Nahrungsspektrums von Vögeln während der Brutzeit aufgrund eines erhöhten Energiebedarfs während der Jungenaufzucht sein (Ibañez et al., 2020). Weiterhin belegen entsprechende Funde selbst an stationsferneren Skua-Nestern einen Eintrag von Stationsmüll und Resten menschlicher Nahrung aus den Stationen (Abbildung 88). Entsprechendes wurde auch bereits für Skua-Nester der benachbarten Potter Peninsula (Reinhardt, 1997) und der Admiralty (Reis et al., 2021) nachgewiesen.

Der große Anteil an anthropogenem Material in der Nahrung von Skuas stellt ein hohes Risiko für die Tiere dar. Zum einen kann die Nestlingsentwicklung durch ungeeignetes oder minderwertiges Futter negativ beeinflusst werden (Peter et al., 2008). Andererseits birgt menschliche Nahrung bestehend aus Geflügelbestandteilen die Gefahr einer Einschleppung von Pathogenen und daraus resultierende Ausbrüche von Krankheiten in den einheimischen Brutvogelbestand (Kerry et al., 1999). Ferner können scharfkantige oder spitze Gegenstände wie ein in einem Pellet gefundener Reißnagel den Vogel direkt verletzen. Zudem können Kunststoffe, Schaumstoff, Lackpartikel u. ä. Schadstoffe abgeben, die beispielsweise negative Auswirkungen

auf das Immunsystem der Tiere haben können (Corsolini, 2009; Teuten et al., 2009; Colabuono et al., 2010; Tanaka et al., 2013; Lavers & Bond, 2016).

11.5 Pinguine

11.5.1 Analyse des Mageninhalts

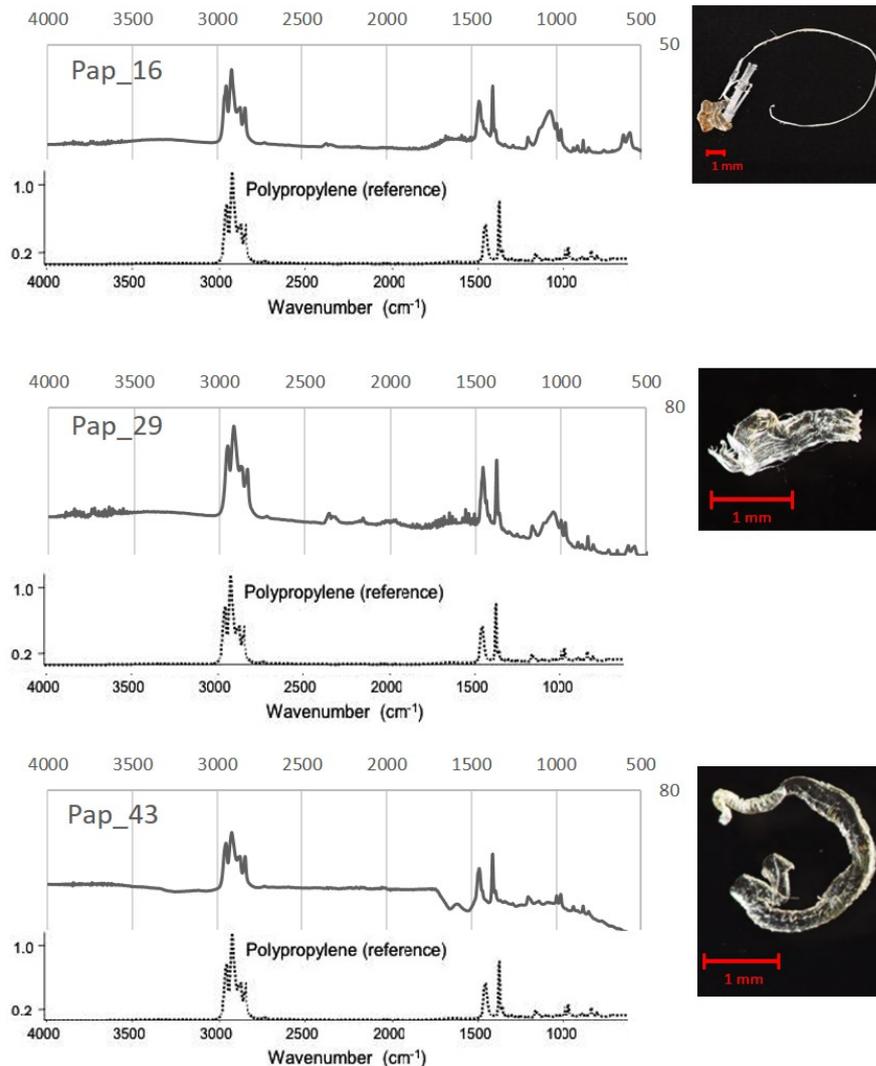
Insgesamt konnten der Magen-Darm-Trakt von sechs frischtot gefundenen Eselspinguinen (2 adult, 4 juvenil) untersucht werden. Der Mageninhalt der Mehrzahl der Vögel enthielt keinerlei Nahrungsreste. Lediglich ein juveniler Eselspinguin enthielt eine große Menge Krill. Dieser Nahrungsbrei wurde sorgfältig gemäß der beschriebenen Methodik (siehe Kap. 11.2) ausgewaschen. Anthropogenes Material wurde in keinem der untersuchten Tiere registriert.

11.5.2 Analyse von Kotproben

Im Rahmen der Erfassung der Verbreitung von Meeresmüll im Hinblick auf Auswirkungen auf Seevögel und Robben im Untersuchungsgebiet wurden in den Saisons 2018/19 und 2019/20 auf Ardley Island insgesamt 75 Kotproben von Eselspinguinen gesammelt. Diese Proben wurden gemäß der beschriebenen Methodik analysiert (Kap. 11.2).

Insgesamt wurden in drei untersuchten Kotproben des Eselspinguins je ein Mikroplastikfragment nachgewiesen, die mittels FTIR-Messungen bestätigt werden konnten (Abbildung 89). Gemäß den hiermit ermittelten charakteristischen Banden und dem Abgleich mit spektralen Datenbanken handelte es sich bei allen drei Partikeln um Polypropylen.

Abbildung 89: FTIR-Spektren von in Kotproben von Eselspinguinen gefundenen Mikroplastikpartikel und deren Referenzspektren (Quelle: Browne et al., 2011)



Quelle: Browne et al., 2011; Fotos: H. Grämer

11.6 Weitere Vogelarten

11.6.1 Analyse von Mageninhalt und Kotproben

Zusätzlich zu den bereits genannten Arten konnte der Mageninhalt eines jeweils frischtot gefundenen adulten Riesensturmvogels, einer adulten Antarktisseeschwalbe sowie einer juvenilen Dominikanermöwe untersucht werden. Sämtliche Vögel enthielten weder Nahrungsreste noch anthropogenes Material. Zusätzlich wurden in der Saison 2019/20 im äußersten Norden der Fildes Peninsula zehn Kotproben der Dominikanermöwe gesammelt. In keiner der untersuchten Proben wurde anthropogenes Material registriert.

11.6.2 Funde von anthropogenem Material an Nestern von Seevögeln

Anthropogenes Material an Riesensturmvogelnestern wurde in der Vergangenheit in der Fildes-Region bereits mehrfach dokumentiert. Am häufigsten wurden bislang Reste von Langleinchen an Nestern von Riesensturmvogel oder Skuas gefunden (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Diese weisen auf den vielfach belegten Einfluss von Fischereiaktivitäten auf Riesensturmvogel hin (Kock, 2001; González-Zevallos & Yorio, 2006; Sullivan et al., 2006; Copello et al., 2008; Zhou et al., 2020). Hinzu kommt ein Fund zweier Gewölle aus grünen Plastikfasern an einem Riesensturmvogelnest in der Saison 2015/16, deren Herkunft unklar ist (Braun et al., 2020b). In der Saison 2018/19 enthielt ein Nest im äußersten Nordosten der Fildes Peninsula zahlreiche blaue Folienstücke, die Resten eines Müllsacks ähneln (siehe Abbildung 9 a). In der Saison 2019/20 wurde zudem innerhalb von Riesensturmvogelnestern ein Stück Plastikschnur sowie ein Stück Draht gefunden (siehe Abbildung 9 a). Die Art des Seils und dessen Material lässt auf einen fischereilichen Ursprung schließen, wie es bei der gezielten Strandguterfassung in einer Bucht an der Westküste der Fildes Peninsula mehrfach gefunden wurde (siehe Kap. 10.2). Ein vergleichbarer Fund wurde für Harmony Point, Nelson Island dokumentiert (Grohmann Finger et al., 2021a). Dennoch eignen sich die wenigen derartigen Funde im Gegensatz zur Situation auf Marion Island in der Sub-Antarktis (Perold et al., 2020) nicht für eine Aussage über Trends zum Vorkommen marinen Plastiks im Südpolarmeer.

Abbildung 90: Reste eines Seils aus Kunststoff in einem Nest der Dominikanermöwe in der Saison 2019/20



Foto: C. Braun

Ferner wurde in der Saison 2019/20 an einem Nest der Dominikanermöwe ein Stück Seil aus Kunststoff gefunden (Abbildung 90). Da sich das Nest in sehr großer Entfernung zu den Stationen auf einer Klippe hoch über der Küste befand, wird vermutet, dass das Seilstück von

den Möwen als Nistmaterial eingetragen wurde. Dabei handelt es sich bislang um den einzigen bekannten Nachweis von anthropogenem Material an einem Nest der Dominikanermöwe in der Fildes-Region. Bekannt ist jedoch, dass diese Art sich in ihrem Verbreitungsgebiet – mit Ausnahme der Antarktis – in erheblichem Maße von Resten menschlicher Nahrung ernährt (z. B. Coulson & Coulson, 1993; Steele & Hockey, 1995; Crawford et al., 2009; Seif et al., 2018; Lenzi et al., 2019; Reusch et al., 2020) und sich an ihren Nestern häufig anthropogenes Material findet lässt (Lenzi et al., 2016; Yorio et al., 2020). Entsprechendes konnte für die Fildes-Region trotz des aktuell und besonders in der Vergangenheit nicht optimalen Müllmanagements in den ansässigen Stationen, inklusive des aktiven Fütterns von Vögeln (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013), nicht bestätigt werden. Für die Antarktis liegt lediglich eine Erwähnung eines Fundes von Plastikfasern in einem Nest der Dominikanermöwe am Cape Shirreff, Livingston Island (Torres et al., 1997).

Im Rahmen der Untersuchung der Auswirkungen von Meeresmüll auf Seevögel im Untersuchungsgebiet wurden erstmals mehrere Nester der Antarktisseeschwalbe erfasst, die in erheblichem Maße anthropogenes Material enthielten (Abbildung 91). Hierbei waren am häufigsten Glas, aber auch Metall, Holz, Obstkerne und Knochenstückchen zu finden. Dabei wiesen die Objekte in etwa dieselbe Größe auf wie die üblicherweise zum Nestbau verwendeten Steinchen, sodass anzunehmen ist, dass das anthropogene Material offenbar gezielt als Nistmaterial eingetragen wurde. Sämtliche Nester, in denen derartiges Nistmaterial dokumentiert wurde, befanden sich in unmittelbarer Nähe einer der Stationen im zentralen Bereich der Fildes Peninsula. Die Art der Funde deutet direkt auf eine Herkunft aus den angrenzenden Stationen hin. Hinweise auf eine Verwendung von Meeresmüll als Nistmaterial fanden sich dagegen nicht.

Abbildung 91: Anthropogenes Material in einem Nest der Antarktisseeschwalbe in unmittelbarer Stationsnähe



Foto: C. Braun

Generell liegen nur sehr limitierte Informationen über die Präsenz von anthropogenem Material in Seeschwalbennestern vor. Indes ist belegt, dass verwandte Arten wie Raubseeschwalben (*Hydroprogne caspia*) und Rußseeschwalben (*Onychoprion fuscatus*) Müll – insbesondere Plastik – in ihre Nester tragen (Petersen et al., 2016; Tavares et al., 2019). Für die Antarktisseeschwalbe stellt der hier dokumentierte Eintrag anthropogenen Materials in ihre Nester die erste derartige beschriebene Beobachtung dar.

11.7 Diskussion und Schlussfolgerungen

Die dargestellten Ergebnisse, basierend auf verschiedenen methodischen Ansätzen, belegen für die Fildes-Region zahlreiche Nachweise von Meeresmüll bzw. Mikroplastik sowie weiteren anthropogenem Materials, das aus den ansässigen Stationen stammt, in einer Vielzahl der im Untersuchungsgebiet heimischen Seevögeln und einer Robbenart. Dabei fanden sich fischereibezogene Objekte bei Riesensturmvögeln und Dominikanermöwen, während in und an Nestern beider Skua-Arten und Antarktisseeschwalben Stationsmüll nachgewiesen wurde.

Negative Auswirkungen von anthropogenem Material auf die Tiere sind zu erwarten, lassen sich jedoch nur schwer nachweisen. So können sich beispielsweise sublethale Effekte einer Aufnahme von anthropogenem Material erheblich auf das Überleben von Jungvögeln auswirken (z. B. Lavers et al., 2019). Dies gilt sowohl für Meeresmüll, einschließlich fischereibezogener Funde als auch für anthropogenes Material, das aus den ansässigen Stationen stammt.

Manche Seevogelarten würgen regelmäßig unverdauliche Nahrungsreste hervor, wie z. B. Skuas oder Möwen, wodurch das Risiko für negative Folgen durch das Verschlucken von anthropogenem Material verringert wird. Da andere Seevögel nur selten unverdauliche Nahrungsreste in Form von Pellets auswürgen, stellt sich anhäufendes anthropogenes Material bzw. Plastikpartikel aufgrund des zunehmenden Volumens im Magen-Darm-Trakt – abgesehen von der Verletzungsgefahr und der Gefahr durch anhaftende Schadstoffe – ein hohes gesundheitliches Risiko für die Tiere dar. Die in dieser Studie gezeigte und teilweise sehr große Menge an Plastikpartikeln im Magen von Sturmschwalbenküken behindert daher vermutlich eine weitere Nahrungsaufnahme. Inwieweit dies für den Tod der untersuchten Küken verantwortlich war, lässt sich jedoch nicht beurteilen.

Die dargestellten Ergebnisse zur Nachweisbarkeit anthropogenen Materials unterstreichen deutlich die Eignung von Seevögeln als effektive Indikatoren für die Verbreitung und Menge an (Mikro)-Plastik in der Umwelt. Insbesondere Analysen von Mageninhalt von Totfunden, Kotproben und Nahrungspellets von Seevögeln bieten günstige, nicht-invasive Methoden, besonders in unzugänglichen Gebieten (z. B. van Franeker & Law, 2015; Provencher et al., 2017; Perold et al., 2020; Hamilton et al., 2021). Hierbei sind jedoch die in der vorliegenden Studie beschriebenen artspezifischen Auswirkungen von anthropogenem Material auf Vögel zu berücksichtigen. Eine wesentliche Rolle spielt hierbei die Strategie der Nahrungssuche der verschiedenen Seevögel (Caldwell et al., 2020) und die Verbleibdauer der Partikel im Verdauungstrakt der Vögel (Ryan, 2015; Dell'Araccia et al., 2017). So stellen insbesondere Sturmschwalben und Sturmvögel geeignete Indikatoren für die Häufigkeit treibenden Meeresmülls bestimmter Größe dar (z. B. Perold et al., 2020; Phillips & Waluda, 2020 van Franeker & Law, 2015; Bond et al., 2021). Bei Seevogelarten, die regelmäßig unverdauliche Nahrungsreste auswürgen, wie Skuas und Möwen, ist hierfür eine Kontrolle der Nist- und Fressplätze erforderlich. Dagegen liegen für Seeschwalben und Kapsturmvögel nur sehr wenige Nachweise für ein Verschlucken von Plastik vor (Tavares et al., 2017). Da in Gebieten mit einer hohen Prädatordichte wie der Fildes-Region nur eine begrenzte Anzahl an intakten Totfunden

von Seevögeln zur Verfügung steht, spielt der indirekte Nachweis des Vorkommens von Plastik in Seevögeln über Nahrungspellets von Skuas, die Reste von Seevögeln enthalten, eine große Rolle (Ryan & Fraser, 1988; Hammer et al., 2016; Quer & Gilbert, 2018). Zu berücksichtigen ist hierbei jedoch, dass Nahrungspellets von Skuas in der Antarktis das Vorkommen anthropogenen Materials in der Umgebung von Stationen widerspiegeln können (Peter et al., 2008; Golubev, 2020). Gleichwohl ist bei der Interpretation der gewonnenen Ergebnisse zu beachten, dass die Art der Probennahme (Nahrungspellets, Untersuchung von Totfunden, Pellets) die Ergebnisse zur Plastikaufnahme durch Vögel beeinflussen können. So betonen Rodríguez et al. (2018), dass eine Untersuchung natürlich verendeter Tiere möglicherweise zu einer Überschätzung des Vorkommens von Plastik im Mageninhalt führt, da diese Tiere möglicherweise aufgrund einer hohen Plastikaufnahme einen schlechteren Gesundheitszustand aufweisen könnten und so einer höheren Mortalität unterliegen und demnach häufiger aufgefunden werden.

12 Eingeschleppte, nicht-heimische Arten

12.1 Einleitung

Die Einschleppung nicht-heimischer Arten wird als eine der stärksten globalen Bedrohungen für die Biodiversität angesehen (Chown et al., 2012). Insbesondere invasive Arten, als die diejenige Arten gelten, die sich in natürlichen Gemeinschaften verbreiten und einheimische Arten verdrängen (Frenot et al., 2005), können die Struktur und Funktion von Ökosystemen irreversibel schädigen (Mack et al., 2000; Molina-Montenegro et al., 2019).

Trotz der verhältnismäßig isolierten geografischen Lage der Antarktis bergen die zunehmende menschliche Präsenz mit ihren vielfältigen Aktivitäten sowie die aktuelle Klimaerwärmung ein hohes Risiko der Einschleppung und Etablierung nicht-heimischer Arten (Lembrechts et al., 2016; Duffy et al., 2017; Hughes et al., 2019; Bokhorst et al., 2021; López-Farrán et al., 2021). Aufgrund der vergleichsweise geringen terrestrischen Biodiversität werden Ökosystemfunktionen von wenigen Arten besetzt, sodass potentiell freie Nischen relativ leicht von gebietsfremden und invasiven Arten besetzt werden können (Convey & Stevens, 2007). Zudem gilt die zwischenartliche Konkurrenz um Habitat und Ressourcen in der Antarktis im Allgemeinen als gering, weshalb einheimische Organismen möglicherweise nicht mit eingeführten Arten mit größerer oder unterschiedlicher physiologischer Flexibilität konkurrieren können (Hughes & Convey, 2012).

Ungeachtet der dort herrschenden extremen klimatischen Bedingungen und des Mangels an geeigneten Habitaten in der Antarktis ist eine Etablierung von Populationen verschiedenster nicht-heimischer Arten bereits an zahlreichen Orten nachgewiesen worden (Hughes & Convey, 2012; United Kingdom, 2015).

12.2 Ergebnisse

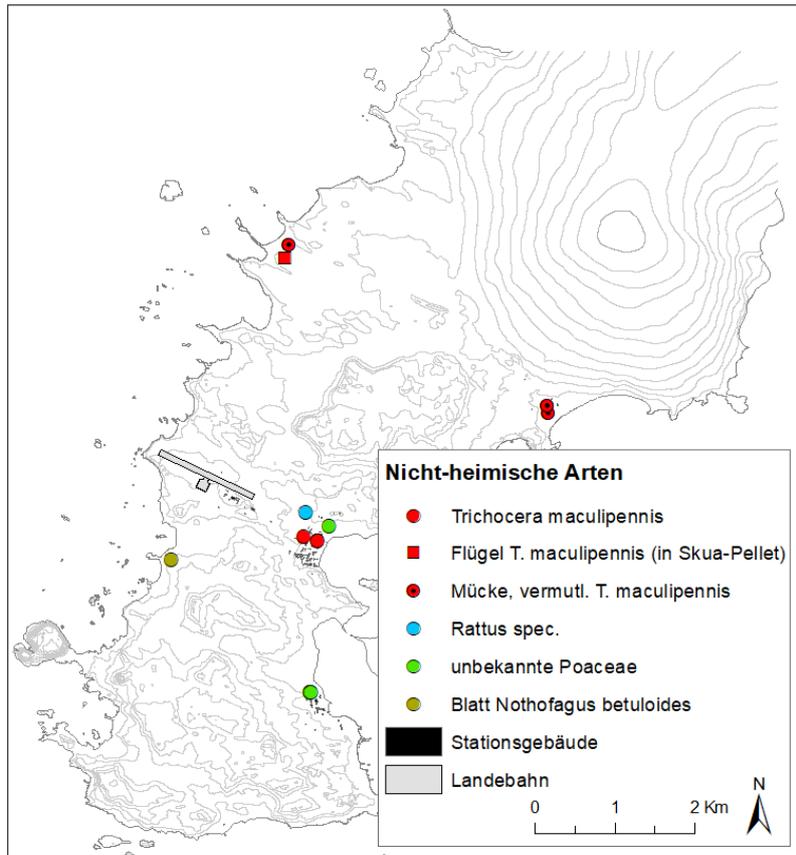
In Tabelle 5 sind alle durch Projektmitarbeitende und weitere Quellen dokumentierten Funde eingeschleppter Arten in der Fildes-Region – mit Ausnahme der Mückenart *Trichocera maculipennis* – aufgeführt. Details zu Beobachtungen dieser eingeschleppten Art aus der Familie der Wintermücken (Trichoceridae) werden nachfolgend separat aufgeführt (Kap. 12.2.2 & 12.2.1). Hinzu kommen noch zahlreiche, nicht näher präzisierbare Beobachtungen verschiedenster Insekten innerhalb der Stationsgebäude durch Projektmitarbeitende sowie sporadische Berichte von Stationsmitgliedern. Basierend auf den vorhandenen Informationen dürfte es sich dabei zumeist um Lebensmittelschädlinge gehandelt haben.

Bei mehreren erneuten Kontrollen der bekannten früheren Standorte eingeschleppter Gräser (Abbildung 92; Peter et al., 2008; Peter et al., 2013) in den Saisons 2018/19 und 2019/20 wurden dort keine neuen Pflanzen registriert. Somit wurde seit der Saison 2008/09 kein Vorkommen einer eingeschleppten Pflanzenart mehr registriert. Eine Ausbreitung eingeschleppter Gräser, wie z. B. von *Poa annua* in der benachbarten Admiralty Bay (Galera et al., 2017), konnte bislang durch die schnelle Entfernung der Pflanzen und das nachfolgende jährliche Monitoring verhindert werden (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013). Insbesondere die als invasiv eingestufte Grasart *P. annua* kann sich bei fortgesetztem hohen anthropogenen Einfluss und regionaler Klimaerwärmung sowie bei fehlenden Schutzmaßnahmen in der Antarktis ausbreiten (Molina-Montenegro et al., 2019).

Tabelle 5: Übersicht aller zwischen 2003 und 2020 durch Projektmitarbeitende und weitere Quellen dokumentierten Funde eingeschleppter Arten in der Fildes-Region (ohne *Trichocera maculipennis*); fett gedruckt Beobachtungen der Saison 2018/19 und 2019/20

Art	Fundort	Zeitpunkt des Erstfundes	Bemerkungen	Quelle/Beobachter
<i>Rattus spec.</i>	Station Bellingshausen	2003/04	während Entladeoperation vom Schiff gesprungen (pers. Mittg. O. Sakharov), im Dezember 2004 tot aufgefunden	Peter et al., 2008
<i>Hylocomium splendens</i> (Etagenmoos)	Station Bellingshausen	2003/04	verwendet zur Fugenabdichtung bei Kirchenneubau	Peter et al., 2008
diverse Zimmer- und Gemüsepflanzen, z. B. <i>Monstera spec.</i> , <i>Solanum lycopersicum</i>	Station Bellingshausen	vor 2003/04	Zimmerpflanzen in nicht-steriler Erde	z. B. USA, 2001, 2007; Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2014; Hughes et al., 2015; vorliegende Studie
nicht näher bestimmte Süßgräser (Poaceae)	Station Great Wall	2003/04	Entfernung 2006, Bestimmungsergebnisse widersprüchlich (<i>Poa cf. annua</i> vs. <i>Deschampsia spec.</i>), bislang keine Neuansiedlung	Peter et al., 2008
nicht näher bestimmte Süßgräser (Poaceae)	Station Bellingshausen	2008/09	unmittelbar nach Fund entfernt, unklares Bestimmungsergebnis	Peter et al., 2013
nicht näher bestimmte Mückenlarven (Diptera)	Station Frei	vor 2009/10	Larven im Abwassersystem	pers. Mittg. V. Vallejos, zitiert in Peter et al., 2013
nicht näher bestimmte Schmetterlinge/Motten (Lepidoptera)	Estación Marítima Antártica	2009/10	im Vorratsraum und angrenzenden Wohnräumen	pers. Mittg. Stationsmitglieder, zitiert in Peter et al., 2013
nicht näher bestimmte Fliegen (Diptera)	Station Escudero	2009/10	innerhalb der Stationsgebäude	Peter et al., 2013
<i>Poecilia reticulata</i> (Guppy)	Station Bellingshausen	vor 2012/13	Aquarium mit Zierfischen	pers. Mittg. J. Esefeld, eigene Beobachtung
nicht näher bestimmte Fliegen, ähnlich Drosophilidae (Fruchtfliegen)	Station Great Wall	2015/16	im Inneren des Gewächshauses der Station	Braun et al., 2020b; Argentina & Chile, 2016

Abbildung 92: Standorte aller zwischen 2003 und 2020 durch Projektmitarbeitende außerhalb von Stationsgebäuden dokumentierten Funde eingeschleppter nicht-heimischer Arten in der Fildes-Region



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

12.2.1 Beobachtungen zur nicht-heimischen Mückenart *Trichocera maculipennis*

Im Rahmen des o. g. Mückenmonitorings wurden in der Saison 2918/19 in der Station Bellingshausen in verschiedenen Gebäuden (Wohngebäude, Lagerhaus, Abwasseranlage, Gebäude zur Müllbehandlung) mehrere Klebfallen und UV-Fallen platziert (Abbildung 93). Zusätzlich wurde an zwei Standorten der Abwassereinleitung in den die Station durchfließenden Baches je eine Bodenfalle mit Alkohol ausgebracht. Mit der Bodenfalle, die sich neben dem Ort der Abwassereinleitung aus dem Dusch- und Waschmaschinengebäude befand, wurden keine Mücken gefangen. Dagegen enthielt diejenige Bodenfalle, die neben dem Gebäude zur Müllbehandlung ausgebracht wurde (Abbildung 94), bereits nach einem Tag eine Vielzahl von Mücken (Abbildung 95). Zusätzlich wurden bereits beim Einbringen der Falle in den Boden zahlreiche Mücken gefangen sowie Exuvien auf den umliegenden Steinen registriert (Abbildung 96). Somit handelt es sich bei diesem Areal um einen Reproduktionsstandort von *T. maculipennis*.

Des Weiteren wurde durch Stationspersonal berichtet, dass das Innere der benachbarten Abwasseranlage gegen Ende des Sommers stets eine enorme Zahl an umherfliegenden Mücken aufweist, sodass beim Öffnen des Tanks Mücken häufig schwarmartig entweichen (pers. Mitteilg. A. Andreykov). Die Ursache für diese große Konzentration an Mücken in diesem Bereich dürfte u. a. ein Ausfluss von Sickerwasser sein, das reich an organischem Material ist und aus der

Anlage stammt, in der den anfallenden Küchenabfällen die Flüssigkeit entzogen wird. Da *T. maculipennis* eine koprophage/saprophage Lebensweise aufweist und die Fähigkeit besitzt, ihren gesamten Lebenszyklus in Abwassersystemen zu absolvieren (Volonterio et al., 2013; Krzeminska et al., 2018) scheinen diese Bereiche Schlüsselpunkte der Präsenz der eingeschleppten Mückenart zu sein.

Abbildung 93: Standorte verschiedener Fallen im Gebäude der Müllbehandlung, links: Klebfalle, rechts: UV-Falle



Fotos: C. Braun, 28.01.2019

Abbildung 94: Standort der Bodenfalle sowie Mückenreproduktionsort im Freien in der Station Bellingshausen



Foto: C. Braun 20.01.2010

Abbildung 95: Bodenfalle am o. g. Standort mit gefangenen Mücken nach einem Tag Standzeit



Foto: C. Braun, 29.01.2019

Abbildung 96: Mückenexuvien an der Steinunterseite am o. g. Standort



Foto: C. Braun, 29.01.2019

Ein starkes Vorkommen von *T. maculipennis* in der Umgebung des Gebäudes der Müllverarbeitung der Station Bellingshausen, wie es in der Saison 2018/19 angetroffen wurde (Abbildung 95), konnte in der Saison 2019/20 nicht festgestellt werden. Als Ursache hierfür wird eine Erdaufschüttung im Bereich des oberirdischen Abflusses der bei der Pressung der Küchenabfälle anfallenden Flüssigkeiten vermutet. Ob dadurch die augenscheinlich günstigen Bedingungen für die saprophage Wintermückenart langfristig abgestellt sind, bleibt abzuwarten. Jedoch wurden im Inneren des Gebäudes der Müllverarbeitung zahlreiche lebende Larven gefunden (pers. Mittg. A. Przhiboro).

Tabelle 6: Details zu den Beobachtungen der nicht-heimischen Wintermückenart *Trichocera maculipennis* in der Fildes-Region (fett gedruckt sind Beobachtungen der Saisons 2018/19 und 2019/20)

Datum	Anzahl	Fundort	Quelle/Beobachter
2006?	?	Station Artigas, in Abwassersystem und zwischen Stationsgebäuden, persistent nach erfolglosen Ausrottungsversuchen	Volonterio et al., 2013
2011/12	1 (vermutl. <i>T. maculipennis</i>)	Imago, an Westküste der Fildes Peninsula, in 4 km Entfernung zur nächsten Station	Peter et al., 2013
30.11.2015	2	Station Artigas, neben Stationsgebäude, auf Schneedecke	D. Prowaznik

Datum	Anzahl	Fundort	Quelle/Beobachter
27.12.2016	2 Flügel	in Skua-Pellet, Westküste der Fildes Peninsula	D. Prowaznik
21.01.2017	1	Station Artigas, zwischen Stationsgebäuden	R. Günther
21.02.2017	1	Station Bellingshausen, neben Wohngebäude	R. Ritter, D. Prowaznik
24.02.2017	1	Station Bellingshausen, innerhalb Gebäude für Müllverarbeitung	R. Ritter, C. Braun
25.02.2017	1	Station Bellingshausen, innerhalb Gebäude für Müllverarbeitung	R. Ritter, C. Braun
17.02.2018	1	Station Bellingshausen, innerhalb Gebäude für Müllverarbeitung	C. Braun
17.01.2019	1	Station Artigas, Hauptgebäude	C. Braun
28.01.2019	>50	Station Bellingshausen, neben Gebäude der Müllverarbeitung unter Steinen abgesammelt	C. Braun
03.02.2019	>50	Station Bellingshausen, neben Gebäude der Müllverarbeitung unter Steinen abgesammelt	C. Braun
Jan./Feb. 2020	>30	Larven, Station Bellingshausen, Gebäude der Müllverarbeitung	A. Przhiboro

12.2.2 Monitoring der nicht-heimischen Mückenart *Trichocera maculipennis*

Bereits seit der Saison 2006/07 liegen für die Fildes Peninsula regelmäßige Beobachtungen der eingeschleppten nicht-heimischen Mückenart *T. maculipennis* vor (P. Fretwell, zitiert in Volonterio et al., 2013; P. Convey & T. Contador, pers. Mittg., zitiert in Potocka & Krzemińska, 2018; Peter et al., 2013; Volonterio et al., 2013; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b). Aus

diesem Grund wurde diese aus der Nordhemisphäre stammenden Art als persitzierend eingestuft (Hughes & Convey, 2012; United Kingdom, 2015). Gemäß Potocka & Krzemińska (2018) ist *T. maculipennis* als invasiv einzustufen, da ihre schnelle Ausbreitung auf King George Island trotz geografischer Barrieren eine erfolgreiche Anpassung an die lokalen Umweltbedingungen belegt, wobei bislang keine Kenntnisse über eine Verdrängung heimischer Arten sowie über weitere negative Auswirkungen vorliegen. Es wird vermutet, dass *T. maculipennis* entweder über Frachttransporte oder durch touristische Aktivitäten in die Antarktis gelangt ist (Poland, 2021).

Aufgrund der zahlreichen Beobachtungen von *T. maculipennis* aus anderen Gebieten auf King George Island (Republic of Korea et al., 2016) und der daraus resultierenden Problematik wurde im Südsommer 2017/18 mit deutscher Unterstützung ein Monitoringprogramm zur Erfassung des Ausmaßes der Verbreitung der nicht-heimischen Mückenart in den Stationen auf King George Island initiiert (Uruguay et al., 2018). Hierfür wurde zu Beginn eine Umfrage zu Beobachtungen dieser Art in den Stationen der Umgebung durchgeführt (Republic of Korea et al., 2017; Uruguay et al., 2018). Ergänzt wurde dies durch eine durch den ‚Council of Managers of National Antarctic Program‘ (COMNAP) veranlasste Umfrage zum Vorkommen von Insekten in den Abwassersystemen der Stationen der gesamten Antarktis (COMNAP, 2019).

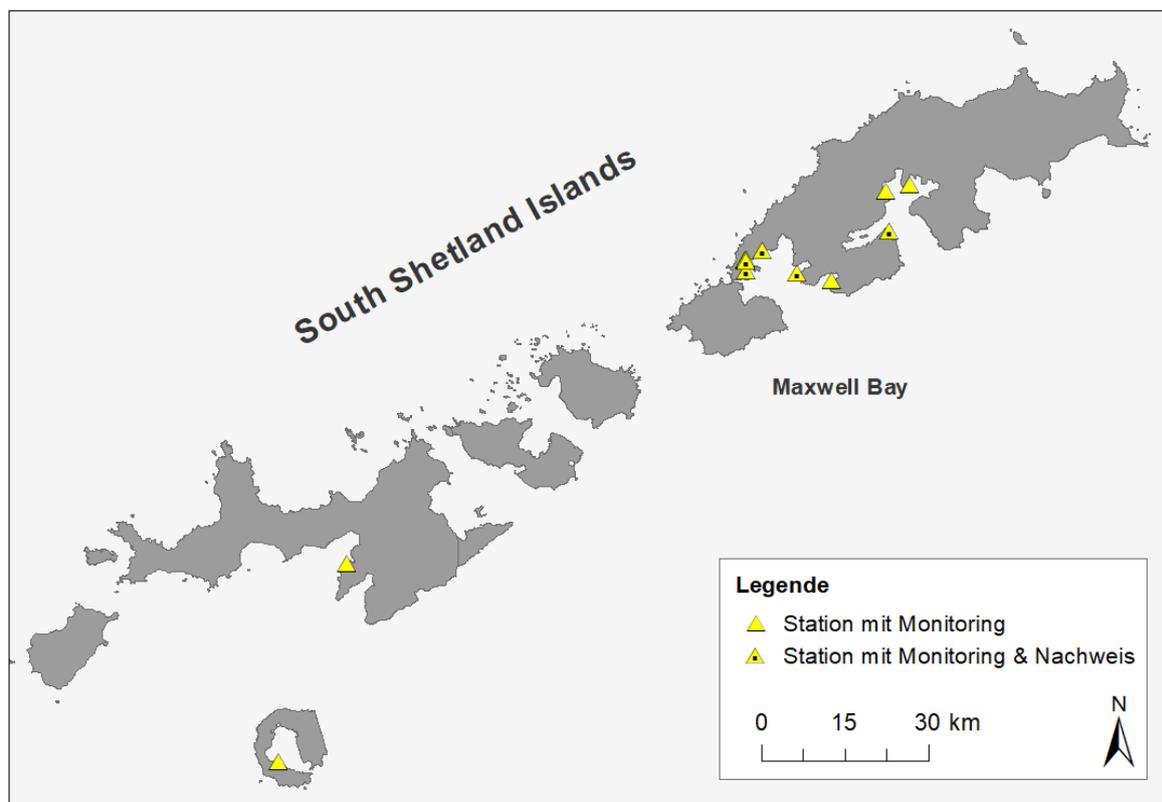
Im Ergebnis sind inzwischen Vorkommen von *T. maculipennis* in den Stationen Artigas (Uruguay), Bellingshausen (Russland), Escudero (Chile), Frei (Chile), Estación Marítima Antártica (Chile), Great Wall (China) und King Sejong (Südkorea) und Arctowski (Polen) dokumentiert (Abbildung 97; Uruguay et al., 2019; Chile et al., 2021). Des Weiteren sind Beobachtungen von Mücken aus der Umgebung der Stationen Artigas, Bellingshausen, Escudero, Frei und King Sejong, d. h. außerhalb von Gebäuden, bekannt (Uruguay et al., 2018; Potocka et al., 2020; Poland, 2021). Die Ergebnisse der COMNAP-Umfrage unter den 30 Managern der Nationalen Antarktisprogramme ergab keine weiteren Beobachtungen außerhalb von King George Island zu Vorkommen von *T. maculipennis*, auch nicht im kontinentalen Bereich der Antarktis (COMNAP, 2019).

Im Zuge des Monitorings wurde zu Beginn in den beteiligten Stationen der Fildes und der Barton Peninsula verschiedene Fallentypen (Klebfallen, UV-Fallen und/oder Bodenfallen mit Alkohol) ausgebracht. In der Saison 2018/19 konnte das Monitoring auf die Stationen Carlini (Argentinien), Ferraz (Brasilien), Great Wall (China) und Escudero (Chile) ausgedehnt werden (Uruguay et al., 2019). Hierdurch wurde die Zahl der Fallenstandorte deutlich erhöht. In der Saison 2019/20 wurde das Monitoring zudem auf die Stationen Arctowski (Polen), Machu Picchu (Peru) sowie auf die spanischen Stationen Gabriel de Castilla, Deception Island, und Juan Carlos I, Livingston Island, ausgeweitet (Chile et al., 2021).

Die Ergebnisse des durchgeführten Monitorings belegen die weite Verbreitung von *T. maculipennis* im Bereich der Stationen King George Islands. Die größten Individuenzahlen wurden dabei in den Abwasseranlagen gefunden (Bentancur et al., 2020). Inzwischen liegen neben der taxonomischen auch eine molekulare Identifikation dieser Art vor (Potocka et al., 2020). Erste molekulare Analysen zeigten, dass es sich bei den Mücken aus den Stationen Artigas und King Sejong um Vertreter derselben Population handelt (Uruguay et al., 2019). Aktuelle genetische Analysen von Exemplaren aus mehreren Stationen der Fildes-Region sowie aus Kanada und Spitzbergen weisen auf zwei verschiedene Linien hin. Linie I zeigt einen Zusammenhang zwischen Proben aus der polnischen Station und arktischen Proben, während Linie II einen Bezug zu nordamerikanischen Proben erkennen lässt. Nur die Station Frei ist von beiden Linien besiedelt, was mit ihrer zentralen Rolle als logistischer Knotenpunkt erklärt wird. Basierend auf diesen Ergebnissen wird vermutet, dass die Einschleppung von *T. maculipennis* durch mindestens zwei separate Ereignisse von unterschiedlichen Orten aus erfolgte (Chile et

al., 2021). Trotz der geringen genetischen Diversität und der kurzen geografischen Entfernungen deuten die Ergebnisse der durchgeführten Analyse von Mikrosatelliten auf eine Existenz von vier genetisch verschiedenen Populationen hin. Hierfür wird der sogenannte Gründereffekt verantwortlich gemacht, wonach eine kleine Zahl an sich neu ansiedelnder Tiere eine neue Population begründet, wodurch die genetische Diversität der Herkunftspopulation verlorenght. Da die Mücken für ihre Fortpflanzung auf die Abwasseranlagen der Stationen angewiesen sind und diese deutlich räumlich voneinander getrennt sind, ist eine starke Populationsdifferenzierung zu beobachten (Chile et al., 2021).

Abbildung 97: Standorte des Monitorings der eingeschleppten Mückenart *Trichocera maculipennis*, basierend auf eigenen Beobachtungen (Tabelle 6), Publikationen und Ergebnissen des Mückenmonitorings (Volonterio et al., 2013; Potocka & Krzemińska, 2018; Uruguay et al., 2019)



Quelle: eigene Darstellung, Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Um zu untersuchen, ob sich *T. maculipennis* bereits in natürlichen Ökosystemen auf King George Island und umgebenden Inseln etabliert hat, wurden zehn feuchte, an organischem Material reiche Standorte untersucht. Dabei konnten keine Hinweise auf ein Vorkommen dieser nicht-heimischen Mückenart in der antarktischen Umwelt festgestellt werden. Ebenso wenig konnte in DNA-Material aus Süßwasser- und Sedimentproben der Umgebung Fragmente von genetischem Material von *T. maculipennis* nachgewiesen werden (Chile et al., 2021).

Um eine weitere Einschleppung und Verbreitung auf King George Island zu verhindern, sind weitere Informationen zu den Ursprungsquellen und Einschleppungswegen von *T. maculipennis* zu ermitteln (Chile et al., 2021). Ferner sollte das Monitoringprogramm in Zusammenarbeit mit allen Stationen und Einrichtungen erweitert werden, um erfolgreiche Managementstrategien zur Bekämpfung der eingeschleppten Mückenart zu entwickeln (Chile et al., 2021).

Ebenso wurde die Verbreitung von *T. maculipennis* in der polnischen Station Arctowski sowie Maßnahmen zu deren Ausrottung und zur Verhinderung eines neuen Eintrags dokumentiert (Poland, 2021). Nachdem im Jahr 2017 eine große Zahl an Mücken innerhalb von Stationsgebäuden bzw. der Abwasseranlage der Station nachgewiesen wurde, konnte nach verschiedenen erfolgten Gegenmaßnahmen und einem systematischen Monitoring in der Saison 2020/21 keine Mücken mehr beobachtet werden (Poland, 2021).

12.3 Schlussfolgerungen

Das Risiko der Einschleppung und Ausbreitung nicht-heimischer Arten in die Fildes-Region ist nach wie vor hoch. Ein biogener Eintrag nicht-heimischer mariner oder terrestrischer Arten mit Hilfe von Vektoren wie z. B. im Meer treibende Algen oder anthropogenes Material oder Zugvögel ist denkbar (Lewis-Smith & Richardson, 2011; Kalwij et al., 2019), wurde jedoch bislang kaum nachgewiesen (Barnes & Fraser, 2003; Avila et al., 2020). Eine Einschleppung infolge menschlicher Aktivitäten gilt jedoch als viel wahrscheinlicher (z. B. Frenot et al., 2005; Hughes & Convey, 2010; Osyczka, 2010; Hughes et al., 2011; Chown et al., 2012; Litynska-Zajac et al., 2012) und wurde bereits mehrfach nachgewiesen (z. B. Block et al., 1984; Peter et al., 2008; Hughes et al., 2010; Litynska-Zajac et al., 2012; Peter et al., 2013). In Anbetracht des (zuletzt weiter zunehmenden) Luft- und Schiffsverkehrs auf hohem Niveau in der Fildes-Region (Braun et al., 2020a) wird das Risiko für eine Einschleppung nicht-heimischer Arten durch menschliche Aktivitäten auch künftig als hoch eingeschätzt (siehe auch McCarthy et al., 2019). Eine wesentliche Rolle spielen hierbei die Nationalen Antarktisprogramme als Betreiber der Stationen, Flugzeuge und zahlreicher Schiffe (Whinam et al., 2005; Huiskes et al., 2014; Remedios-De León et al., 2021). Zudem fehlen nach unserer langjährigen Beobachtung effektive Maßnahmen zur Verhinderung einer Einschleppung nicht-heimischer Arten oder sie werden nur unzureichend umgesetzt werden (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2020a; Braun et al., 2020b).

Eine aktuelle Studie belegt eine Ansiedlung der nicht-heimischen Muschelart *Mytilus cf. platensis* in der Fildes-Region. Hierbei wurde ein Vorkommen dieser Miesmuschelart in der Gezeitenzone der Ostküste der Fildes Peninsula nachgewiesen (Cárdenas et al., 2020). Eine Einschleppung dieser Muschelart über den Schiffsverkehr gilt am wahrscheinlichsten, zumal die überwiegende Zahl der in der Fildes-Region registrierten Schiffe sich vor Erreichen der Antarktis in Gewässern des südlichen Patagoniens und Feuerlands, dem nächsten natürlichen Verbreitungsgebiet dieser Muschelart, aufgehalten haben (Cárdenas et al., 2020). Der genaue Mechanismus der Einschleppung ist bislang nicht bekannt. Möglich ist ein Anheften am Schiffsrumpf oder der Transport als Larve im Ballastwasser, wobei das küstennahe Verklappen von Ballastwasser in der Antarktis illegal ist (Cárdenas et al., 2020). Nach Cárdenas et al. (2020) belegen die geringe Größe und der Fundort der Muscheln in Öffnungen von Schwämmen (Porifera) die Fähigkeit der Art, ihre frühen Lebensstadien unter den extremen Umweltbedingungen der Antarktis zu vollenden. Bereit in der Vergangenheit konnte nachgewiesen werden, dass *Mytilus*-Muscheln mehrfache Schiffstraversen zwischen Südafrika und der Antarktis überleben können (Barnes & Fraser, 2003; Lee & Chown, 2007).

Auch wenn derzeit keine Hinweise vorliegen, dass die eingeschleppte nicht-heimische Mückenart *T. maculipennis* ihren kompletten Lebenszyklus in der natürlichen Umgebung von King George Island vollendet, kann aufgrund der Lebensweise dieser kältetoleranten Art eine künftige erfolgreiche Ausbreitung in terrestrische oder semiaquatische natürliche Habitats nicht ausgeschlossen werden (Chile et al., 2021; Poland, 2021; Remedios-De León et al., 2021). Befördert werden könnte das durch die aktuellen Klimaveränderungen. Ein Hinweis darauf ist,

dass *T. maculipennis* sich bereits auf einigen subantarktischen Inseln erfolgreich in der natürlichen Umgebung angesiedelt hat (Frenot et al., 2005). Eine derartige Etablierung in der Antarktis könnte schwerwiegende Auswirkungen haben, da saprophage Larven ihre Umgebung erheblich verändern können, z. B. durch eine Beschleunigung des Nährstoffkreislaufs (Bartlett et al., 2020; Chile et al., 2021). Ein effektives Management von nicht-heimischen Arten in der Antarktis hat, auch innerhalb von Stationsgebäuden, hohe Priorität (CEP, 2017; Poland, 2021). Im Falle von Insekten ist es hierbei von großer Bedeutung, dass die Gegenmaßnahmen auf alle Entwicklungsstadien abzielen (Poland, 2021). Für eine erfolgreiche Bekämpfung eingeschleppter nicht-heimischer Pflanzen ist dagegen das Vorhandensein eines Samendepots im Boden zu berücksichtigen, was eine Entfernung des umgebenden oberflächennahen Bodens erfordert (Galera et al., 2019; Galera et al., 2021), um eine erneute Ausbreitung zu verhindern (Poland, 2021). Verschiedene Beispiele aus der Antarktis und Subantarktis zeigen, dass ausgehend von einem initialen Bestand eingeschleppter Pflanzen oder Insekten eine weitere Ausbreitung in angrenzende Bereiche stattfinden kann (Wódkiewicz et al., 2018; Bartlett et al., 2020).

13 Sonstige Beobachtungen

13.1 Massenaufreten von Tunikaten

In der Saison 2019/20 wurde regelmäßig an der Küste der Fildes Peninsula und Ardley Islands eine große Menge an Tunikaten der Art *Salpa thompsoni* registriert (Abbildung 98). Dabei handelt es sich um die häufigste Salpenart im Südpolarmeer, die als ein bedeutender Vertreter der sogenannten ‚filter feeder‘ gilt (Voronina, 1998). Diese Art ist aufgrund ihrer schnellen asexuellen Reproduktion in der Lage, dichte Schwärme zu bilden, die das Makrozooplankton in der Antarktis dominieren können (z. B. Nishikawa et al., 1995). Betroffen von hohen Salpendichten waren sowohl die an die Drake Passage angrenzende Westküste der Fildes Peninsula als auch die an die Maxwell Bay angrenzende Ostküste.

Abbildung 98: Einzelne Individuen bzw. Massenvorkommen von Salpen an der Küste der Fildes Peninsula



Foto: C. Braun, 26.01.2020 & 21.01.2020

Welche Faktoren für das verstärkte Vorkommen von Salpen im Untersuchungsgebiet in der Saison 2019/20 verantwortlich waren, bleibt offen. Frühere Studien weisen jedoch darauf hin, dass hohe Salpendichten, im Gegensatz zu Krill, vorwiegend in Gebieten mit niedrigen Chlorophyll-a-Werten, d. h. mit geringerer Produktivität, gefunden wurden (Nishikawa et al., 1995; Perissinotto & Pakhomov, 1998). Zudem tolerieren Salpen im Vergleich zu Krill eine höhere Wassertemperatur (z. B. Nicol et al., 2000; Pakhomov et al., 2002; Słomska et al., 2021). Möglicherweise hing die hohe Salpenkonzentration im Untersuchungsgebiet mit den ungewöhnlich hohen Lufttemperaturen in der Saison 2019/20 (siehe Kap. 6.2), die sich auf die Wassertemperatur auswirkten, zusammen.

Vielfach wurde auf die regionalen ökologischen Folgen hoher Salpendichten vor allem in Anbetracht der Klimaerwärmung hingewiesen (z. B. Pakhomov et al., 2002; Dubischar et al., 2006; Plum et al., 2020). So filtern Salpen aufgrund ihrer Ernährungsweise und hoher Fressraten sehr effektiv Nahrungspartikel aus der Wassersäule (Perissinotto & Pakhomov, 1998), wobei die dabei entstehenden Kotpellets sehr schnell absinken (Bruland & Silver, 1981). Dadurch entziehen sie den oberflächennahen Wasserschichten den biogenen Kohlenstoff, der aus den oberflächennahen Wasserschichten in langlebige Reservoirs der Tiefsee transportiert wird (Le Fevre et al., 1998). Ähnliches wurde ebenfalls für gelöstes Eisen nachgewiesen (Cabanes et al., 2017). Zudem wurde gezeigt, dass Änderungen in der Krill-Salpen-Dominanz Auswirkungen auf die Dynamik von gelöstem Stickstoff und Phosphor an der Westlichen Antarktischen Halbinsel haben kann (Plum et al., 2020). Als Hauptursache für geringe

Krilldichten in Salpenschwärmen wird die starke Nahrungskonkurrenz vermutet, da Salpen dem Wasserkörper große Mengen Plankton entnehmen (Perissinotto & Pakhomov, 1998). Prädation von jungem Krill durch Salpen scheint dagegen eine geringere Rolle zu spielen (Perissinotto & Pakhomov, 1998). Salpen sind zwar Teil der Nahrung von marinen Wirbellosen, Vögeln und Robben (Pakhomov et al., 2002), besitzen jedoch nur einen sehr geringen Nährwert. So kann ein verstärktes Vorkommen von Salpen bei gleichzeitiger Abnahme von Krill das trophische System empfindlich stören und Populationsdichten von marinen Prädatoren wie Seevögeln und Robben erheblich beeinflussen (Loeb et al., 1997; Reid & Croxall, 2001; Atkinson et al., 2004; Słomska et al., 2021). Andererseits könnten Salpen aufgrund ihrer im Vergleich zu Krill höheren Fähigkeit, Eisen in eine bioverfügbare Form umzuwandeln, die das Potential des Südpolarmeeres Kohlenstoff zu binden, erhöhen (Böckmann et al., 2021).

13.2 Fossilienfund

Im Rahmen von Feldarbeiten wurde am 13.02.2020 im Vorfeld der Gletschermoräne im Norden der Fildes Peninsula durch den Projektmitarbeiter Darius Staufenbiel ein auffälliger Zahn gefunden (Abbildung 99). Aufgrund seiner morphologischen Merkmale (Größe: 13,2 x 3,5 cm, Gewicht: 93 g) wurde er als Zahn eines Seeelefanten identifiziert (det. M. Krüger, Phyletisches Museum, Jena). Aufgrund einer beginnenden Mineraleinlagerung wird dieser Zahn als subfossil eingestuft.

Abbildung 99: Am Rand der Gletschermoräne im Norden der Fildes Peninsula gefundener subfossiler Zahn eines Seeelefanten



Foto: C. Braun

14 Offene Fragen und Weiterentwicklung des Monitoringprogramms

Für die Beurteilung von Umweltveränderungen für Ökosysteme sind langjährige Monitoringprogramme von größter Bedeutung. Vor allem in Gebieten mit deutlich nachweisbaren Veränderungen während der vergangenen Jahrzehnte, wie z. B. an der Westlichen Antarktischen Halbinsel, können Langzeitstudien zu Bestands- und Verbreitungsdaten von Fauna und Flora wertvolle Erkenntnisse über die Auswirkungen regionaler Umwelteinflüsse auf das Ökosystem liefern und darüber hinaus dazu beitragen, künftige Entwicklungen abzuschätzen. Die Mehrzahl der Bestandserfassungen von Seevogel- und Robbenbeständen beruht auf wenigen Zählungen und können aufgrund von häufigen natürlichen Bestandsschwankungen die tatsächlichen Entwicklungen daher nur sehr eingeschränkt abbilden. Die in der vorliegenden Studie dargestellten Langzeitdatenreihen aus der Fildes-Region sowie aus ausgewählten eisfreien Bereichen der Maxwell Bay sind von großem Wert, da systematische Langzeiterfassungen nur an sehr wenigen Standorten in der Antarktis durchgeführt werden. Ferner können die Ergebnisse des vorliegenden Langzeitmonitorings aufgrund der Lage des Untersuchungsgebietes in einem stark anthropogen geprägten Areal sowohl Auswirkungen klimabedingter Veränderungen als auch weiterer menschlicher Einflüsse abbilden. Diese können sich in Bestandszahlen von Indikatorarten wie dem Südlichen Riesensturmvogel, dem Adélie- und dem Eselspinguin widerspiegeln. Zudem wurden in diesem Gebiet erste Erkenntnisse über die Auswirkungen von Meeresmüll auf antarktische Seevögel und Robben gewonnen.

Aufgrund dessen ist eine Weiterführung dieser Langzeitstudien außerordentlich empfehlenswert. Ein weiterer Forschungsbedarf wird hierbei für folgende Bereiche gesehen:

- Weiterführung der standardisierten und GPS/GIS-gestützten Bestandsaufnahme von Brut- und Rastvögeln sowie von Robben in der Fildes-Region sowie in ausgewählten Bereichen der Maxwell Bay
- Fortsetzung der Erfassung der Reproduktionsraten ausgewählter Vogelarten in der Fildes-Region
- weiterführende Untersuchungen zu den Ursachen der Bestandsentwicklungen der in der Region vorkommenden Seevogel- und Robbenarten
- Erfassung nicht-heimischer Arten (z. B. Gräser, Arthropoden) und Überwachung ihrer bekannten Standorte
- Dokumentation von Gletscherrückzugsgebieten im Untersuchungsgebiet anhand von Luftbildern und Satellitenaufnahmen
- Dokumentation der Kolonisation von durch Gletscherschmelze freigelegten Gebieten durch Seevögel
- Erfassung der Verbreitung und des Ausmaßes von Meeresmüll an ausgewählten Küstenabschnitten nach Methoden der Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (CCAMLR)
- Erfassung von Auswirkungen von Meeresmüll auf Seevögel und Robben im Untersuchungsgebiet
- Erschließung und Auswertung zusätzlicher Datenquellen durch Kooperation mit internationalen Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern

15 Danksagung

Die Durchführung des vorliegenden Projekts basiert auf die Unterstützung bei der Erfassung der Daten im Gelände durch aktuelle und ehemalige Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der Arbeitsgruppe Polar- & Ornitho-Ökologie am Institut für Ökologie und Evolution der Friedrich-Schiller-Universität Jena, darunter J. Findeisen, A. Kessel, M. Senf und D. Staufenbiel. Wir bedanken uns für unabdingbare logistische Unterstützung bei dem Russischen Arktis- und Antarktis-Forschungsinstituts (AARI), der Russischen Antarktis-Expedition (RAE), dem Uruguayischen Antarktisinstitut (IAU) der Uruguayischen Luftwaffe (FAU), der Chilenischen Marine (Armada de Chile), dem Unternehmen Aerovías DAP sowie der International Association of Antarctica Tour Operators (IAATO). Das Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung unterstützte uns durch die Bereitstellung von Polarkleidung und die Unterstützung der Transportlogistik. Besonders zu danken ist den Leitern und Mitgliedern der Stationen der Fildes Peninsula, insbesondere der russischen Station Bellingshausen, für die Zusammenarbeit und die angenehme Atmosphäre in der Antarktis. Verschiedene Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern aus anderen Staaten (Südkorea, Russland, China, Chile, Argentinien, Uruguay) trugen durch Unterstützung bei der Geländearbeit bzw. Datenaustausch zum erfolgreichen Abschluss des Projekts bei. Ausdrücklich danken wir hier den Kolleginnen und Kollegen des Uruguayischen Antarktisinstitut (IAU) sowie der Universidad de la República, Maldonado, Uruguay, und hierbei insbesondere Alvaro Soutoulo und Ana Laura Machado, danken wir für zuverlässige logistische Hilfe, gemeinsame Geländeaufenthalte, fachliche Diskussionen und die Möglichkeit des Datenaustausches. Daneben danken wir den Kollegen des Korea Polar Research Institute, Incheon (W. Y. Lee, Arbeitsgruppe J.-H. Kim) für den langjährigen Datenaustausch sowie Svetlana Jagovkina (AARI) für die Bereitstellung meteorologischer Daten. Thorben Vockenber (Institut für Anorganische und Analytische Chemie, Friedrich-Schiller-Universität Jena) unterstützte uns bei der eindeutigen Identifizierung und Charakterisierung der Mikroplastikpartikel mit Hilfe von FTIR-Spektroskopie. Weiterhin danken wir den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Umweltbundesamts Fritz Hertel und Dr. Heike Herata für die enge und vertrauensvolle Zusammenarbeit.

16 Quellenverzeichnis

- Abakumov, E. (2018): Content of available forms of nitrogen, potassium and phosphorus in ornithogenic and other soils of the Fildes Peninsula (King George Island, Western Antarctica). *Biological Communications* 63, 109-116.
- Abakumov, E. & Alekseev, I. (2018): Stability of soil organic matter in Cryosols of Maritime Antarctic: Insights from ¹³C NMR and electron spin resonance spectroscopy. *Solid Earth Discussions* 9, 1329-1339.
- Abakumov, E., Lupachev, A.V., Andreev, M., Wang, W. & Ji, X. (2021): The influence of brown and south polar skua on the content of plant nutrient in the soils from the Fildes Peninsula (King George Island, West Antarctica). *Chem. Ecol.* 37, 185-199.
- Acampora, H., Schuyler, Q.A., Townsend, K.A. & Hardesty, B.D. (2014): Comparing plastic ingestion in juvenile and adult stranded short-tailed shearwaters (*Puffinus tenuirostris*) in eastern Australia. *Mar. Pollut. Bull.* 78, 63-68.
- ACAP (2021a): ACAP Species assessment: Southern Giant Petrel *Macronectes giganteus*.
- ACAP (2021b): Updated ACAP Breeding Site No. 67: Ardley Island, where a small population of Southern Giant Petrels breeds within an Antarctic Specially Protected Area.
- Acevedo, J., Torres, D. & Aguayo-Lobo, A. (2009): Rare piebald and partially leucistic Antarctic fur seals, *Arctocephalus gazella*, at Cape Shirreff, Livingston Island, Antarctica. *Polar Biol.* 32, 41-45.
- Adamson, H. & Adamson, E. (1992): Possible effects of global climate change on Antarctic terrestrial vegetation. In: P. Quilty. *Impact of Climate Change on Antarctica*, 52-62.
- Aguayo, A. & Torres, D. (1967): Observaciones sobre mamíferos marinos durante la Vigésima Comisión Antártica Chilena. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 13, 1-57.
- Aguayo, A.L. (1978): The present status of the Antarctic Fur Seal *Arctocephalus gazella* at South Shetland Islands. *Polar Rec.* 19, 167-173.
- Aguilar, C. & Torres, D. (2005): Marine debris survey at Cape Shirreff, Livingston Island, Antarctica, in 2004/05. In: CCAMLR Scientific Abstracts.
- Aguirre, C.A. (1995): Distribution and abundance of birds at Potter Peninsula, 25 de Mayo (King George) Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Mar. Ornithol.* 23, 23-31.
- Ainley, D., Russell, J., Jenouvrier, S., Woehler, E., Lyver, P.O., Fraser, W.R. & Kooyman, G.L. (2010): Antarctic penguin response to habitat change as Earth's troposphere reaches 2 degrees C above preindustrial levels. *Ecol. Monogr.* 80, 49-66.
- Ainley, D., LaRue, M.A., Stirling, I., Stammerjohn, S. & Siniff, D.B. (2015): An apparent population decrease, or change in distribution, of Weddell seals along the Victoria Land coast. *Mar. Mamm. Sci.* 31, 1338-1361.
- Ainley, D.G., Fraser, W.R. & Spear, L.B. R.S. Shomure, M.L. Godfrey (1990a): The incidence of plastic in the diets of Antarctic seabirds. Second International Conference on Marine Debris, Honolulu, Hawaii
- Ainley, D.G., Ribic, C.A. & Wood, R.C. (1990b): A demographic study of the south polar skua *Catharacta maccormicki* at Cape Crozier. *J. Anim. Ecol.* 59, 1-20.
- Almela, P. & González, S. (2020): Are Antarctic Specially Protected Areas safe from plastic pollution? a survey of plastic litter at Byers Peninsula, Livingston Island, Antarctica. *Advances in Polar Science* 31, 284-290.
- Anfuso, G., Bolívar-Anillo, H.J., Asensio-Montesinos, F., Manzolli, R.P., Portz, L. & Daza, D.A.V. (2020): Beach litter distribution in Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Mar. Pollut. Bull.* 160, 111657.
- Araya, B. & Arrieta, A. (1971): Las aves de Caletta Potter, Isla Rey Jorge, Antártica Chilena - censo y distribución. *Revista de Biología Marina* 14, 121-128.
- Argentina & Chile (2016): Report of the Inspection Program carried out by Argentina and Chile under Article VII of the Antarctic Treaty and Article 14 of the Protocol on Environmental Protection. ATCM XXXIX. Santiago. att050 to IP072.
- Arnould, J.P.Y. & Whitehead, M.D. (1991): The diet of Antarctic petrels, Cape petrels and southern fulmar rearing chicks in Prydz Bay. *Antarct. Sci.* 3, 19-27.

- Arnould, J.P.Y. & Croxall, J.P. (1995): Trends in Entanglement of Antarctic Fur Seals (*Arctocephalus gazella*) in Man-Made Debris at South Georgia. *Mar. Pollut. Bull.* 30, 707-712.
- Atkinson, A., Siegel, V., Pakhomov, E. & Rothery, P. (2004): Long-term decline in krill stock and increase in salps within the Southern Ocean. *Nature* 432, 100-103.
- ATS (2005a): Guidelines for Environmental Monitoring. ATCM XXVIII. Stockholm. Resolution 2.
- ATS (2005b): Deception Island ASMA Management Plan. Measure 3 (2005). Final Report of the Twenty-Eighth Antarctic Treaty Consultative Meeting. ATCM XXXII. Stockholm, Sweden. Measure 3.
- ATS (2005c): Management Plan for Antarctic Specially Protected Area No. 149 Cape Shirreff and San Telmo Island, Livingston island, South Shetland Islands. ATCM XXXII. Stockholm, Sweden. Measure 2.
- ATS (2009a): Revised Management Plan for Antarctic Specially Protected Area No. 125 Fildes Peninsula, King George Island (25 de Mayo). ATCM XXXII. Baltimore. Measure 6.
- ATS (2009b): Revised Management Plan for Antarctic Specially Protected Area No. 150 Ardley Island, Maxwell Bay, King George Island (25 de Mayo). ATCM XXXII. Baltimore. Measure 9.
- ATS (2011): Management Plan for Antarctic Specially Protected Area (ASP) No. 149 Cape Shirreff and San Telmo Island, Livingston Island, South Shetland Islands. ATCM XXXIV. Buenos Aires. Measure 7.
- ATS (2012): Management Plan for Antarctic Specially Protected Area No. 133 Harmony Point, Nelson Island, South Shetland Islands. ATCM XXXV. Hobart. Measure 7.
- ATS (2013): ASPA No. 132 (Potter Peninsula, King George Island (Isla 25 de Mayo), South Shetland Islands): Revised Management Plan ATCM XXXVI. Brussels. Measure 4.
- ATS (2014): Antarctic Specially Protected Area No. 171 (Narębski Point, Barton Peninsula, King George Island): Revised Management Plan. ATCM XXXVII. Brasilia. Measure 11.
- ATS (2018a): Antarctic Treaty Visitor site guide: Halfmoon Island.
- ATS (2018b): Antarctic Treaty Visitor site guide: Hannah Point.
- Avila, C., Angulo-Preckler, C., Martín Martín, R., Figuerola, B., Griffiths, H.J. & Waller, C.L. (2020): Invasive marine species discovered on non-native kelp rafts in the warmest Antarctic island. *Scientific Reports* 10, 1639.
- Avio, C.G., Gorbi, S. & Regoli, F. (2017): Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Mar. Environ. Res.* 128, 2-11.
- Baak, J.E., Provencher, J.F. & Mallory, M.L. (2020): Plastic ingestion by four seabird species in the Canadian Arctic: Comparisons across species and time. *Mar. Pollut. Bull.* 158, 111386.
- Bannasch, R. & Odening, K. (1981): Zoologische Untersuchungen im Gebiet der sowjetischen Antarktisstation "Bellingshausen" [Zoological investigations in the area of the soviet Antarctic base "Bellingshausen"]. *Geodätische und geophysikalische Veröffentlichungen Reihe 1* 8, 3-20.
- Bannasch, R., Rauschert, M., Feiler, K. & Lundberg, U. (1983): Fachlicher Bericht über die Teilnahme der 2. Biologengruppe der DDR (erste Überwinterung) an der 26./27. Sowjetischen Antarktisexpedition (SAE), sowjetische Station Bellingshausen auf King George (Waterloo). Unveröffentl. Expeditionsbericht, Akademie der Wissenschaften, Potsdam.
- Bannasch, R. (1984): Bemerkenswerte Vogelbeobachtungen in der Antarktis. *Beiträge zur Vogelkunde* 30, 149-152.
- Bannasch, R., Feiler, K. & Rauschert, M. (1984): Fortsetzung der biologischen Untersuchungen im Gebiet der sowjetischen Antarktisstation Bellingshausen. *Geodätische und geophysikalische Veröffentlichungen Reihe 1* 11, 1-63.
- Barbosa, A., Benzal, J., De León, A. & Moreno, J. (2012): Population decline of chinstrap penguins (*Pygoscelis antarctica*) on Deception Island, South Shetlands, Antarctica. *Polar Biol.* 35, 1453-1457.

- Barcikowski, A., Lyzwinska, L. & Zarzycki, K. (1999): Growth rate and biomass production of *Deschampsia antarctica* Desv. in the Admiralty Bay region, South Shetland Islands, Antarctica. Polish Polar Research 20, 301-311.
- Barnes, D.K.A. & Fraser, K.P.P. (2003): Rafting by five phyla on man-made flotsam in the Southern Ocean. Mar. Ecol. Prog. Ser. 262, 289-291.
- Barnes, D.K.A. & Milner, P. (2005): Drifting plastic and its consequences for sessile organism dispersal in the Atlantic Ocean. Marine Biology 146, 815-825.
- Barnes, D.K.A., Walters, A. & Goncalves, L. (2010): Macroplastics at sea around Antarctica. Mar. Environ. Res. 70, 250-252.
- Bartlett, J.C., Convey, P., Pertierra, L.R. & Hayward, S.A.L. (2020): An insect invasion of Antarctica: the past, present and future distribution of *Eretmoptera murphyi* (Diptera, Chironomidae) on Signy Island. Insect Conservation and Diversity 13, 77-90.
- Baumhoer, C., Dietz, A., Dech, S. & Kuenzer, C. (2018): Remote Sensing of Antarctic Glacier and Ice-Shelf Front Dynamics - A Review. Remote Sens-Basel 10, 1445.
- Bentancur, G., Morelli, E. & Remedios, M. (2020): Contributions to the study of *Trichocera* (*Saltrichocera*) *maculipennis* Meigen, 1818 (Diptera: Trichoceridae) on the Island Rey Jorge. Bol. Soc. Zool. Urug. 29, 99-105.
- Bergami, E., Rota, E., Caruso, T., Birarda, G., Vaccari, L. & Corsi, I. (2020): Plastics everywhere: first evidence of polystyrene fragments inside the common Antarctic collembolan *Cryptopygus antarcticus*. Biol. Lett. 16, 20200093.
- Bertrand, S., Joo, R., Smet, C.A., Tremblay, Y., Barbraud, C. & Weimerskirch, H. (2012): Local depletion by a fishery can affect seabird foraging. J. Appl. Ecol. 49, 1168-1177.
- Bessa, F., Ratcliffe, N., Otero, V., Sobral, P., Marques, J.C., Waluda, C.M., Trathan, P.N. & Xavier, J.C. (2019): Microplastics in gentoo penguins from the Antarctic region. Scientific Reports 9, 14191.
- BirdLife International (2020): Important Bird Areas factsheet: Ardley Island, King George Island.
- BirdLife International (2021a): Species factsheet: *Chionis albus*.
- BirdLife International (2021b): Species factsheet: *Sterna vittata*.
- BirdLife International (2021c): Species factsheet: *Phoebetria palpebrata*.
- BirdLife International (2021d): Species factsheet: *Leucocarbo atriceps*.
- BirdLife International (2021e): Species factsheet: *Larus dominicanus*.
- BirdLife International (2021f): Species factsheet: *Macronectes giganteus*.
- Birkenmajer, K. (2002): Retreat of Ecology Glacier, Admiralty Bay, King George Island (South Shetland Islands, West Antarctica), 1956-2001. Bulletin of the Polish Academy of Sciences 50, 15-29.
- Block, W., Burn, A.J. & Richard, K.J. (1984): An Insect Introduction to the Maritime Antarctic. Biol. J. Linn. Soc. 23, 33-39.
- Block, W., Smith, R.I.L. & Kennedy, A.D. (2009): Strategies of survival and resource exploitation in the Antarctic fellfield ecosystem. Biological Reviews 84, 449-484.
- Böckmann, S., Koch, F., Meyer, B., Pausch, F., Iversen, M., Driscoll, R., Laglera, L.M., Hassler, C. & Trimborn, S. (2021): Salp Fecal Pellets Release More Bioavailable Iron to Southern Ocean Phytoplankton than Krill Fecal Pellets. Curr. Biol. 31, 2737-2746.e3.
- Boersma, P.D. (2008): Penguins as marine sentinels. Bioscience 58, 597-607.
- Bokhorst, S., Huiskes, A., Convey, P., van Bodegom, P.M. & Aerts, R. (2008): Climate change effects on soil arthropod communities from the Falkland Islands and the Maritime Antarctic. Soil Biology & Biochemistry 40, 1547-1556.
- Bokhorst, S., Convey, P., Casanova-Katny, A. & Aerts, R. (2021): Warming impacts potential germination of non-native plants on the Antarctic Peninsula. Communications Biology 4, 403.
- Bond, A.L., Provencher, J.F., Daoust, P.Y. & Lucas, Z.N. (2014): Plastic ingestion by fulmars and shearwaters at Sable Island, Nova Scotia, Canada. Mar. Pollut. Bull. 87, 68-75.
- Bond, A.L., Hutton, I. & Lavers, J.L. (2021): Plastics in regurgitated Flesh-footed Shearwater (*Ardenna carneipes*) boluses as a monitoring tool Mar. Pollut. Bull. 168, 112428.

- Bonin, C.A., Goebel, M.E., Forcada, J., Burton, R.S. & Hoffman, J.I. (2013): Unexpected genetic differentiation between recently recolonized populations of a long-lived and highly vagile marine mammal. *Ecology and Evolution* 3, 3701-3712.
- Bonner, W.N. (1968): The Fur Seal of South Georgia. *British Antarctic Survey Scientific Reports* 56, 1-82.
- Borowicz, A., Forrest, S., Strycker, N., Lynch, H.J. & Wethington, M. (2020): Presence of King penguins (*Aptenodytes patagonicus*) on Elephant Island provides further evidence of range expansion. *Polar Biol.* 43, 2117-2120.
- Bost, C.A. & Jouventin, P. (1990): Laying Asynchrony in Gentoo Penguins on Crozet Islands - Causes and Consequences. *Ornis Scand.* 21, 63-70.
- Boucher, J. & Friot, D. (2017): Primary microplastics in the oceans : a global evaluation of sources. IUCN Publication Gland, Switzerland: IUCN. 43 pp. 1-46,
- Bowley, J., Baker-Austin, C., Porter, A., Hartnell, R. & Lewis, C. (2021): Oceanic Hitchhikers - Assessing Pathogen Risks from Marine Microplastic. *Trends Microbiol.* 29, 107-116.
- Bozkurt, D., Bromwich, D.H., Carrasco, J. & Rondanelli, R. (2021): Temperature and precipitation projections for the Antarctic Peninsula over the next two decades: contrasting global and regional climate model simulations. *Climate Dynamics* 56, 3853-3874.
- Branco, J.O., Costa, E.S., de Araujo, J., Durigon, E. & Alves, M.A.S. (2009): Kelp gulls, *Larus dominicanus* (Aves: Laridae), breeding in Keller Peninsula, King George Island, Antarctic Peninsula. *Zoologia* 26, 562-566.
- Brandão, M.L., Braga, K.M. & Luque, J.L. (2011): Marine debris ingestion by Magellanic penguins, *Spheniscus magellanicus* (Aves: Sphenisciformes), from the Brazilian coastal zone. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2246-2249.
- Braun, C., Mustafa, O., Nordt, A., Pfeiffer, S. & Peter, H.-U. (2012): Environmental Monitoring and Management Proposals for the Fildes Region (King George Island, Antarctica). *Polar Res.* 31, 18206.
- Braun, C., Hertel, F., Mustafa, O., Nordt, A., Pfeiffer, S. & Peter, H.-U. (2014): Environmental Situation and Management Challenges for the Fildes Peninsula Region. In: T. Tin, D. Liggett, P. Maher, M. Lamers. *Antarctic Futures: Human Engagement with the Antarctic Environment*, Springer, Dordrecht, 169-191.
- Braun, C., Esefeld, J. & Peter, H.-U. (2017a): Monitoring zu den Folgen von lokalen Klimaveränderungen auf die Schutzgüter der eisfreien Gebiete der Maxwell Bay (King George Island, Antarktis). Im Auftrag des Umweltbundesamts, Texte 25/2017, Dessau-Roßlau.
- Braun, C., Hertel, F. & Peter, H.-U. (2017b): Environmental Management - The Fildes Peninsula Paradigm. In: K. Dodds, A.D. Hemmings, P. Roberts. *Handbook of the Politics of Antarctica*, Edward Elgar Publishing, 351-367.
- Braun, C., Ritter, R. & Peter, H.-U. (2020a): Substantial increase of ship and air traffic on Fildes Peninsula, King George Island, the main logistic hub for the Antarctic Peninsula. Presented at: SCAR 2020
Online.<https://az659834.vo.msecnd.net/eventsairseasiaproduct/production-leishman-public/702283dbfe78425b9e38d7cbe1e56244>.
- Braun, C., Rümmler, M.-C., Esefeld, J. & Peter, H.-U. (2020b): Überwachung der klimabedingten Veränderungen terrestrischer und mariner Ökosysteme in der Maxwell Bay (King George Island, Antarktis). Im Auftrag des Umweltbundesamts, Texte 143/2020, Dessau-Roßlau.
- Braun, C., Esefeld, J., Savelieva, L. & Peter, H.-U. (2021): Population decline of the cape petrel (*Daption capense*) on King George Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Polar Biol.* 44, 1795-1801.
- Braun, C., (Ed.) (2001): Ökologische Untersuchungen in Gebiet der Fildes Peninsula und Ardley Island. Unveröffentl. Expeditionsbericht 2000/01, Institut für Ökologie, Friedrich-Schiller-Universität Jena.

- Braun, C., (Ed.) (2008): Ökologische Untersuchungen auf der Fildes Peninsula im Rahmen des Internationales Polarjahres 2007/08. Unveröffentl. Expeditionsbericht, Institut für Ökologie, Friedrich-Schiller-Universität Jena.
- Braun, M. & Goßmann, H. (2002): Glacial changes in the area of Admiralty Bay and Potter Cove, King George Island, Antarctica. In: M. Beyer, M. Boelter. *GeoEcology of Terrestrial Antarctic Oases*, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg, 75-89.
- Bravo Rebolledo, E.L. & van Franeker, J.A. (2015): Impact of marine debris on Antarctic fur seals *Arctocephalus gazella* at Cape Shirreff: diet dependent ingestion and entanglement : Preliminary results. IMARES Report.
- Brentano, R., de Brum, A.C., Montone, R.C. & Petry, M.V. (2020): Incidence of anthropogenic material in *Sula leucogaster* nests in a distant archipelago of Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 151, 110815.
- Bromwich, D.H., Nicolas, J.P., Monaghan, A.J., Lazzara, M.A., Keller, L.M., Weidner, G.A. & Wilson, A.B. (2013): Central West Antarctica among the most rapidly warming regions on Earth. *Nat. Geosci.* 6, 139-145.
- Bromwich, D.H., Nicolas, J.P., Monaghan, A.J., Lazzara, M.A., Keller, L.M., Weidner, G.A. & Wilson, A.B. (2014): Central West Antarctica among the most rapidly warming regions on Earth, Corrigendum (vol 6, pg 139, 2013). *Nat. Geosci.* 7, 76-76.
- Brooks, S.T., Jabour, J., van den Hoff, J. & Bergstrom, B. (2019): Our footprint on Antarctica competes with nature for rare ice-free land. *Nature Sustainability* 2, 185-190.
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T. & Thompson, R. (2011): Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9175-9179.
- Bruland, K.W. & Silver, M.W. (1981): Sinking rates of Faecal pellets from gelatinous zooplankton (Salps, Pteropods, Doliolids). *Marine Biology* 63, 295-300.
- Bucci, K., Tulio, M. & Rochman, C.M. (2020): What is known and unknown about the effects of plastic pollution: A meta-analysis and systematic review. *Ecol. Appl.* 30, e02044.
- Bugoni, L., McGill, R.A.R. & Furness, R.W. (2010): The importance of pelagic longline fishery discards for a seabird community determined through stable isotope analysis. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 391, 190-200.
- Cabanes, D.J.E., Norman, L., Santos-Echeandía, J., Iverson, M.H., Trimborn, S., Laglera, L.M. & Hassler, C.S. (2017): First Evaluation of the Role of Salp Fecal Pellets on Iron Biogeochemistry. *Frontiers in Marine Science* 3, 289.
- Caldwell, A., Seavey, J. & Craig, E. (2020): Foraging strategy impacts plastic ingestion risk in seabirds. *Limnol. Oceanogr. Lett.* 5, 163-168.
- Calviño-Cancela, M. & Martín-Herrero, J. (2016): Spectral Discrimination of Vegetation Classes in Ice-Free Areas of Antarctica. *Remote Sens.* 8, 856.
- Canals, M., Pham, C.K., Bergmann, M., Gutow, L., Hanke, G., van Sebille, E., Angiolillo, M., Buhl-Mortensen, L., Cau, A., Ioakeimidis, C., Kammann, U., Lundsten, L., Papatheodorou, G., Purser, A., Sanchez-Vidal, A., Schulz, M., Vinci, M., Chiba, S., Galgani, F., Langenkamper, D., Moller, T., Nattkemper, T.W., Ruiz, M., Suikkanen, S., Woodall, L., Fakiris, E., Jack, M.E.M. & Giorgetti, A. (2021): The quest for seafloor macrolitter: a critical review of background knowledge, current methods and future prospects. *Environ Res Lett* 16, 023001.
- Cannone, N., Guglielmin, M., Convey, P., Worland, M.R. & Longo, S.E.F. (2016): Vascular plant changes in extreme environments: effects of multiple drivers. *Clim. Change* 134, 651-665.
- Cappello, S., Caruso, G., Bergami, E., Macrì, A., Venuti, V., Majolino, D. & Corsi, I. (2021): New insights into the structure and function of the prokaryotic communities colonizing plastic debris collected in King George Island (Antarctica): Preliminary observations from two plastic fragments. *J. Hazard. Mater.* 4141, 125586.
- Cárdenas, J.C. & Yañez, J. (1983): Variaciones extremas de color del Lobo fino Antártico *Arctocephalus gazella* (Peters, 1875) en Islas Shetland del Sur, Chile. *INACH Ser Cient.* 30, 5-12.

- Cárdenas, L., Leclerc, J.-C., Bruning, P., Garrido, I., Détrée, C., Figueroa, A., Astorga, M., Navarro, J.M., Johnson, L.E., Carlton, J.T. & Pardo, L. (2020): First mussel settlement observed in Antarctica reveals the potential for future invasions. *Scientific Reports* 10, 5552.
- Carey, M.J. (2011): Intergenerational transfer of plastic debris by Short-tailed Shearwaters (*Ardenna tenuirostris*). *Emu* 111, 229-234.
- Carlini, A.R., Coria, N.R., Santos, M.M., Negrete, J., Juárez, M.A. & Daneri, G.A. (2009): Responses of *Pygoscelis adeliae* and *P. papua* populations to environmental changes at Isla 25 de Mayo (King George Island). *Polar Biol.* 32, 1427-1433.
- Carlsson, B.A. & Callaghan, T.V. (1991): Positive Plant Interactions in Tundra Vegetation and the Importance of Shelter. *J. Ecol.* 79, 973-983.
- Carneiro, A.P.B., Polito, M.J., Sander, M. & Trivelpiece, W.Z. (2010): Abundance and spatial distribution of sympatrically breeding *Catharacta* spp. (skuas) in Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Polar Biol.* 33, 673-682.
- Carneiro, A.P.B., Manica, A., Trivelpiece, W.Z. & Phillips, R.A. (2015): Flexibility in foraging strategies of Brown Skuas in response to local and seasonal dietary constraints. *Journal of Ornithology* 156, 625-633.
- Casanova-Katny, M.A. & Cavieres, L.A. (2012): Antarctic moss carpets facilitate growth of *Deschampsia antarctica* but not its survival. *Polar Biol.* 35, 1869-1878.
- Casanovas, P., Black, M., Fretwell, P. & Convey, P. (2015a): Mapping lichen distribution on the Antarctic Peninsula using remote sensing, lichen spectra and photographic documentation by citizen scientists. *Polar Res.* 34, 25633.
- Casanovas, P., Naveen, R., Forrest, S., Poncet, J. & Lynch, H.J. (2015b): A comprehensive coastal seabird survey maps out the front lines of ecological change on the western Antarctic Peninsula. *Polar Biol.* 38, 927-940.
- Casaretto, J.A., Corcuera, L.J., Serey, I. & Zuñiga, G. (1994): Size structure of tussocks of a population of *Deschampsia antarctica* Desv. in Robert Island, Maritime Antarctic. *Ser. Cient. INACH* 44, 61-66.
- Casaux, R. & Barrera-Oro, E. (1993): The diet of the blue-eyed shag, *Phalacrocorax atriceps bransfieldensis* feeding in the Bransfield Strait. *Antarct. Sci.* 5, 335-338.
- Casaux, R. (1998): Studies on the Antarctic Shag *Phalacrocorax atriceps bransfieldensis* at the South Shetland Islands. *Cormorant Research Group Bulletin* 3, 2-5.
- Casaux, R., Soave, G. & Coria, N. (1998): Lanternfish (Myctophidae) in the diet of the Cape petrel *Daption capense* at the South Shetland and South Orkney Islands, Antarctica. *Polar Biol.* 20, 364-366.
- Casaux, R. & Barrera-Oro, E. (2006): Shags in Antarctica: their feeding behaviour and ecological role in the marine food web. *Antarct. Sci.* 18, 3-14.
- Casaux, R. & Barrera-Oro, E.R. (2016): Linking population trends of Antarctic shag (*Phalacrocorax bransfieldensis*) and fish at Nelson Island, South Shetland Islands (Antarctica). *Polar Biol.* 39, 1491-1497.
- Cavanagh, R.D., Melbourne-Thomas, J., Grant, S.M., Barnes, D.K.A., Hughes, K.A., Halfter, S., Meredith, M.P., Murphy, E.J., Trebilco, R. & Hill, S. (2021): Future Risk for Southern Ocean Ecosystem Services Under Climate Change. *Frontiers in Marine Science* 7, 615214.
- CCAMLR (2001): Monitoring marine debris and its impact on marine living resources in Antarctic waters. *ATCM XXIV*. Sankt Petersburg. IP013.
- CCAMLR (2014): Standard Methods des CCAMLR Ecosystem Monitoring Program Hobart, Tasmania.
- CEP (2017): Non-native Species Manual. Revision 2017. Buenos Aires, Secretariat of the Antarctic Treaty.
- Chesalin, M., Naveen, R., Lynch, H.J., Bullock, I., Rider, M., Miller, A., Forrest, S., Dagit, R., Dykyy, I. & Timofeyev, V. (2009): Long-term changes in populations of seabirds on Petermann Island and surrounding islands in Graham Land, Antarctic Peninsula. *Marine Ecological Journal VIII*, 5-13.
- Chi, J., Lee, H., Hong, S.G. & Kim, H.-C. (2021): Spectral Characteristics of the Antarctic Vegetation: A Case Study of Barton Peninsula. *Remote Sens.* 13, 2470.

- Chile & Argentina (2011): Guidelines for the north-east beach of the Ardley Peninsula (Ardley Island), King George Island / Isla 25 de Mayo, South Shetland Islands. ATCM XXXIV. Buenos Aires. WP049.
- Chile, Republic of Korea, Russian Federation & Uruguay (2021): Progress and plan towards eradication of the Non-native flies in King George Island, South Shetland Islands. ATCM XLIII. Paris. IP035.
- Chown, S.L., Huiskes, A.H.L., Gremmen, N.J.M., Lee, J.E., Terauds, A., Crosbie, K., Frenot, Y., Hughes, K.A., Imura, S., Kiefer, K., Lebouvier, M., Raymond, B., Tsujimoto, M., Ware, C., Van de Vijver, B. & Bergstrom, D.M. (2012): Continent-wide risk assessment for the establishment of nonindigenous species in Antarctica. PNAS 109, 4938-4943.
- Chown, S.L. & Brooks, C.M. (2019): The State and Future of Antarctic Environments in a Global Context. Annual Review of Environment and Resources 44, 1-30.
- Chupin, I. (1997): Human impact and breeding success in Southern Giant Petrel *Macronectes giganteus* on King George Island (South Shetland Islands). Korean Journal of Polar Research 8, 113-116.
- Chwedorzewska, K. (2010): Recent Rapid Climate Changes in Antarctic and Their Influence on Low Diversity Ecosystems. Papers on Global Change IGBP 1, 17-30.
- Chwedorzewska, K.J. & Korczak, M. (2010): Human impact upon the environment in the vicinity of Arctowski Station, King George Island, Antarctica. Polish Polar Research 31, 45-60.
- Cincinelli, A., Scopetani, C., Chelazzi, D., Lombardini, E., Martellini, T., Katsoyiannis, A., Fossi, M.C. & Corsolini, S. (2017): Microplastic in the surface waters of the Ross Sea (Antarctica): Occurrence, distribution and characterization by FTIR. Chemosphere 175, 391-400.
- Clarke, A., Murphy, E.J., Meredith, M.P., King, J.C., Peck, L.S., Barnes, D.K.A. & Smith, R.C. (2007): Climate change and the marine ecosystem of the western Antarctic Peninsula. Philos. T. R. Soc. B 362, 149-166.
- Clucas, G.V., Dunn, M.J., Dyke, G., Emslie, S.D., Levy, H., Naveen, R., Polito, M.J., Pybus, O.G., Rogers, A.D. & Hart, T. (2014): A reversal of fortunes: climate change 'winners' and 'losers' in Antarctic Peninsula penguins. Scientific Reports 4, 5024.
- Cobley, N.D. & Shears, J.R. (1999): Breeding performance of gentoo penguins (*Pygoscelis papua*) at a colony exposed to high levels of human disturbance. Polar Biol. 21, 355-360.
- Codina-García, M., Militao, T., Moreno, J. & González-Solís, J. (2013): Plastic debris in Mediterranean seabirds. Mar. Pollut. Bull. 77, 220-226.
- Colabuono, F.I., Taniguchi, S. & Montone, R.C. (2010): Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in plastics ingested by seabirds. Mar. Pollut. Bull. 60, 630-634.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J. & Galloway, T.S. (2013): Microplastic Ingestion by Zooplankton. Environ. Sci. Technol. 47, 6646-6655.
- COMNAP (2005): COMNAP Practical Guidelines for Developing and Designing Environmental Monitoring Programmes in Antarctica.
- COMNAP (2006): Practical Biological Indicators of Human Impacts in Antarctica. ATCM XXIX. Edinburgh. IP088.
- COMNAP (2019): Report on the extent of sewage treatment plant infestations across the Antarctic Treaty area: Survey results. ATCM XLII. Prague. IP38.
- Constable, A.J., Melbourne-Thomas, J., Corney, S.P., Arrigo, K.R., Barbraud, C., Barnes, D.K.A., Bindoff, N.L., Boyd, P.W., Brandt, A., Costa, D.P., Davidson, A.T., Ducklow, H.W., Emmerson, L., Fukuchi, M., Gutt, J., Hindell, M.A., Hofmann, E.E., Hosie, G.W., Iida, T., Jacob, S., Johnston, N.M., Kawaguchi, S., Kokubun, N., Koubbi, P., Lea, M.A., Makhado, A., Massom, R.A., Meiners, K., Meredith, M.P., Murphy, E.J., Nicol, S., Reid, K., Richerson, K., Riddle, M.J., Rintoul, S.R., Smith, W.O., Southwell, C., Stark, J.S., Sumner, M., Swadling, K.M., Takahashi, K.T., Trathan, P.N., Welsford, D.C., Weimerskirch, H., Westwood, K.J., Wienecke, B.C., Wolf-Gladrow, D., Wright, S.W., Xavier, J.C. & Ziegler, P. (2014): Climate change and Southern Ocean ecosystems I: how changes in physical habitats directly affect marine biota. Global Change Biol. 20, 3004-3025.
- Convey, P. (1996): Reproduction of Antarctic flowering plants. Antarct. Sci. 8, 127-134.

- Convey, P., Barnes, D.K.A. & Morton, A. (2002): Debris accumulation on oceanic island shores of the Scotia Arc, Antarctica. *Polar Biol.* 25, 612-617.
- Convey, P. & Smith, R.I.L. (2006): Responses of terrestrial Antarctic ecosystems to climate change. *Plant Ecol.* 182, 1-10.
- Convey, P. & Stevens, M.I. (2007): Antarctic biodiversity. *Science* 317, 1877-1878.
- Convey, P. (2011): Antarctic terrestrial biodiversity in a changing world. *Polar Biol.* 34, 1629-1641.
- Convey, P., Hopkins, D.W., Roberts, S.J. & Tyler, A.N. (2011): Global southern limit of flowering plants and moss peat accumulation. *Polar Res.* 30, 8929.
- Cook, A.J., Fox, A.J., Vaughan, D.G. & Ferrigno, J.G. (2005): Retreating glacier fronts on the Antarctic Peninsula over the past half-century. *Science* 308, 541-544.
- Cooper, J., Brooke, M.d.L., Berger, A.E., Crawford, R.J.M., Hunter, S. & Williams, T. (2001): Aspects of the breeding biology of the Northern Giant Petrel (*Maronectes halli*) and the Southern Giant Petrel (*M. giganteus*) at sub-Antarctic Marion Island. *International Journal of Ornithology* 4, 53-68.
- Copello, S. & Quintana, F. (2003): Marine debris ingestion by Southern Giant Petrels and its potential relationships with fisheries in the Southern Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 46, 1513-1515.
- Copello, S., Quintana, F. & Pérez, F. (2008): Diet of the southern giant petrel in Patagonia: fishery-related items and natural prey. *Endangered Species Research* 6, 15-23.
- Copello, S. & Quintana, F. (2009): Spatio-temporal overlap between the at-sea distribution of Southern Giant Petrels and fisheries at the Patagonian Shelf. *Polar Biol.* 32, 1211-1220.
- Coria, N.R., Favero, M., Silva, P. & Casaux, R. (1995): Breeding birds at Duthoit Point, Nelson Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Mar. Ornithol.* 23, 61-64.
- Coria, N.R., Blendinger, P.G. & Montalti, D. (1996): The breeding birds of Cape Geddes, Laurie Island, South Orkney Islands, Antarctica. *Mar. Ornithol.* 24, 43-44.
- Coria, N.R., Soave, G.E. & Montalti, D. (1997): Diet of Cape petrel *Daption capense* during the post-hatching period at Laurie Island, South Orkney Islands, Antarctica. *Polar Biol.* 18, 236-239.
- Corner, R.W.M. (1971): Studies in *C. quitensis* (Kunth) Bartl. and *D. antarctica* Desv.: IV. Distribution and Reproductive Performance in the Argentine Islands. *British Antarctic Survey Bulletin* 26, 41-50.
- Corsolini, S. (2009): Industrial contaminants in Antarctic biota. *J. Chromatogr.* 1216, 598-612.
- Costa, D.P., Hückstadt, L.A., Crocker, D.E., McDonald, B.I., Goebel, M.E. & Fedak, M.A. (2010): Approaches to Studying Climatic Change and its Role on the Habitat Selection of Antarctic Pinnipeds. *Integr. Comp. Biol.* 50, 1018-1030.
- Costa, E., Piazza, V., Lavorano, S., Faimali, M., Garaventa, F. & Gambardella, C. (2020): Trophic Transfer of Microplastics From Copepods to Jellyfish in the Marine Environment. *Frontiers in Environmental Science* 8, 571732.
- Costa, E.S. & Alves, M.A.S. (2008): The breeding birds of Hennequin Point: an ice-free area of Admiralty Bay (Antarctic Specially Managed Area), King George Island, Antarctica. *Rev Bras Ornitol* 16, 137-141.
- Costa, E.S. & Alves, M.A.S. (2010): The vegetation used by Skuas (*Catharacta* spp.) in their nests (Admiralty Bay, King George Island, Antarctic). 4th SCAR Open Science Conference. Oslo, Norway.
- Costa, E.S. & Alves, M.A.S. (2012): Climatic changes, glacial retraction and the skuas (*Catharacta* sp. – Stercorariidae) in Hennequin Point (King George Island, Antarctic Peninsula). *Pesqui. Antart. Bras.* 5, 163-170.
- Coulson, R. & Coulson, G. (1993): Diets of the Pacific Gull *Larus pacificus* and the Kelp Gull *Larus dominicanus* in Tasmania. *Emu* 93, 50-53.
- Cousin, H.R., Auman, H.J., Alderman, R. & Virtue, P. (2015): The frequency of ingested plastic debris and its effects on body condition of Short-tailed Shearwater (*Puffinus tenuirostris*) pre-fledged chicks in Tasmania, Australia. *Emu* 115, 6-11.

- Crawford, R.J.M., Underhill, L.G., Altwegg, R., Dyer, B.M. & Upfold, L. (2009): Trends in numbers of Kelp Gulls *Larus dominicanus* off western South Africa, 1978-2007. *Ostrich* 80, 139-143.
- Creet, S., van Franeker, J.A., van Spanje, T.M. & Wolff, W.J. (1994): Diet of the Pintado Petrel *Daption capense* at King George Island, Antarctica, 1990-91. *Mar. Ornithol.* 22, 221-229.
- Creuwels, J.C.S., Stark, J.S., Woehler, E.J., van Franeker, J.A. & Ribic, C.A. (2005): Monitoring of a Southern Giant Petrel *Macronectes giganteus* Population on the Frazier Islands, Wilkes Land, Antarctica. *Polar Biol.* 28, 483-493.
- Croxall, J.P. & Kirkwood, E.D. (1979): The Distribution of Penguins on the Antarctic Peninsula and Islands of the Scotia Sea. Cambridge. British Antarctic Survey, Cambridge, UK.
- Croxall, J.P., Rodwell, S. & Boyd, I.L. (1990): Entanglement in Man-Made Debris of Antarctic Fur Seals at Bird Island, South Georgia. *Mar. Mamm. Sci.* 6, 221-233.
- Cunningham, G.B., Van Buskirk, R.W., Bonadonna, F., Weimerskirch, H. & Nevitt, G.A. (2003): A comparison of the olfactory abilities of three species of procellariiform chicks. *J. Exp. Biol.* 206, 1615-1620.
- Cuthbert, R.J., Cooper, J. & Ryan, P.G. (2014): Population trends and breeding success of albatrosses and giant petrels at Gough Island in the face of at-sea and on-land threats. *Antarct. Sci.* 26, 163-171.
- Davies, B.J., Golledge, N.R., Glasser, N.F., Carrivick, J.L., Ligtenberg, S.R.M., Barrand, N.E., van den Broeke, M.R., Hambrey, M.J. & Smellie, J.L. (2014): Modelled glacier response to centennial temperature and precipitation trends on the Antarctic Peninsula. *Nat. Clim. Change* 4, 993-998.
- Dawson, A.L., Kawaguchi, S., King, C.K., Townsend, K.A., King, R., Huston, W.M. & Nash, S.M.B. (2018): Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill. *Nature Communications* 9, 101.
- Day, T.A., Ruhland, C.T., Grobe, C.W. & Xiong, F. (1999): Growth and reproduction of Antarctic vascular plants in response to warming and UV radiation reductions in the field. *Oecologia* 119, 24-35.
- Day, T.A., Ruhland, C.T. & Xiong, F.S. (2008): Warming increases aboveground plant biomass and C stocks in vascular-plant-dominated Antarctic tundra. *Global Change Biol.* 14, 1827-1843.
- de Bruyn, P.J.N., Pistorius, P.A., Tosh, C.A. & Bester, M.N. (2007): Leucistic antarctic fur seal *Arctocephalus gazella* at Marion Island. *Polar Biol.* 30, 1355-1358.
- de Stephanis, R., Giménez, J., Carpinelli, E., Gutiérrez-Exposito, C. & Cañadas, A. (2013): As main meal for sperm whales: Plastics debris. *Mar. Pollut. Bull.* 69, 206-214.
- De Villiers, M. (2008): Review of recent research into the effects of human disturbance on wildlife in the Antarctic and sub-Antarctic region. In: Human disturbance to wildlife in the broader Antarctic region: a review of findings. Appendix 1 to Working Paper 12 for XXXI Antarctic Treaty Consultative Meeting, Kiev.
- del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (1996): Handbook of the Birds of the World, Vol. 3: Hoatzin to Auks. Barcelona. Lynx Edicions.
- Dell'Araccia, G., Celerier, A., Gabirot, M., Palmas, P., Massa, B. & Bonadonna, F. (2014): Olfactory foraging in temperate waters: sensitivity to dimethylsulphide of shearwaters in the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. *J. Exp. Biol.* 217, 1701-1709.
- Dell'Araccia, G., Phillips, R.A., van Franeker, J.A., Gaidet, N., Catry, P., Granadeiro, J.P., Ryan, P.G. & Bonadonna, F. (2017): Comment on "Marine plastic debris emits a keystone infochemical for olfactory foraging seabirds" by Savoca et al. *Sci Adv* 3, e1700526.
- Denuncio, P., Mandiola, M.A., Salles, S.B.P., Machado, R., Ott, P.H., De Oliveira, L.R. & Rodriguez, D. (2017): Marine debris ingestion by the South American Fur Seal from the Southwest Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 122, 420-425.
- Derraik, J.G.B. (2002): The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 842-852.
- Descamps, S., Tarroux, A., Varpe, O., Yoccoz, N.G., Tveraa, T. & Lorentsen, S.H. (2015): Demographic effects of extreme weather events: snow storms, breeding success, and population growth rate in a long-lived Antarctic seabird. *Ecol Evol* 5, 314-25.

- Descamps, S. (2019): Breeding synchrony and predator specialization: A test of the predator swamping hypothesis in seabirds. *Ecology and Evolution* 9, 1431-1436.
- Dimitrijević, D., Paiva, V.H., Ramos, J.A., Seco, J., Ceia, F.R., Chipev, N., Valente, T., Barbosa, A. & Xavier, J.C. (2018): Isotopic niches of sympatric Gentoo and Chinstrap Penguins: evidence of competition for Antarctic krill? *Polar Biol.* 41, 1655-1669.
- do Sul, J.A.I., Barnes, D.K.A., Costa, M.F., Convey, P. & Campos, L. (2011): Plastics in the Antarctic environment: Are we looking only at the tip of the iceberg? *Oecologia Australis* 15, 150-170.
- Dubischar, C.D., Pakhomov, E.A. & Bathmann, U.V. (2006): The tunicate *Salpa thompsoni* ecology in the Southern Ocean II. Proximate and elemental composition. *Marine Biology* 149, 1-10.
- Ducklow, H.W., Baker, K., Martinson, D.G., Quetin, L.B., Ross, R.M., Smith, R.C., Stammerjohn, S.E., Vernet, M. & Fraser, W. (2007): Marine pelagic ecosystems: The West Antarctic Peninsula. *Philos. T. R. Soc. B* 362, 67-94.
- Ducklow, H.W., Fraser, W.R., Meredith, M.P., Stammerjohn, S.E., Doney, S.C., Martinson, D.G., Saille, S.F., Schofield, O.M., Steinberg, D.K., Venables, H.J. & Amsler, C.D. (2013): West Antarctic Peninsula: An Ice-Dependent Coastal Marine Ecosystem in Transition. *Oceanography* 26, 190-203.
- Duffy, G.A., Coetzee, B., Latombe, G., Akerman, A.H., McGeoch, M.A. & Chown, S.L. (2017): Barriers to globally invasive species are weakening across the Antarctic. *Biodiversity Research* 23, 982-996.
- Duncan, E.M., Botterell, Z.L.R., Broderick, A.C., Galloway, T.S., Lindeque, P.K., Nuno, A. & Godley, B.J. (2017): A global review of marine turtle entanglement in anthropogenic debris: a baseline for further action. *Endangered Species Research* 34, 431-448.
- Dunn, M.J., Jackson, J.A., Adlard, S., Lynnes, A.S., Briggs, D.R., Fox, D. & Waluda, C.M. (2016a): Population Size and Decadal Trends of Three Penguin Species Nesting at Signy Island, South Orkney Islands. *PLoS ONE* 11, e0164025
- Dunn, M.J., Jackson, J.A., Adlard, S. & Phillips, R.A. (2016b): Population size and trends of southern giant petrels (*Macronectes giganteus*) nesting at Signy Island, South Orkney Islands. *Polar Biol.* 39, 1309-1317.
- Dunn, M.J., Forcada, J., Jackson, J.A., Waluda, C.M., Nichol, C. & Trathan, P.N. (2019): A long-term study of gentoo penguin (*Pygoscelis papua*) population trends at a major Antarctic tourist site, Goudier Island, Port Lockroy. *Biodivers. Conserv.* 28, 37-53.
- Durán, J., Rodríguez, A., Fanguero, D. & De los Ríos, A. (2021): In-situ soil greenhouse gas fluxes under different cryptogamic covers in maritime Antarctica. *Sci. Total Environ.* 770, 144557.
- Edwards, J.A. (1972): Studies in *Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl. and *Deschampsia antarctica* Desv. V. Distribution, ecology and vegetation performance on Signy Island. *British Antarctic Survey Bulletin* 28, 11-28.
- Edwards, J.A. (1975): Studies in *Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl. and *Deschampsia antarctica* Desv.: VII. Cyclic changes related to age in *Colobanthus quitensis*. *British Antarctic Survey Bulletin* 40, 1-6.
- Emslie, S.D., Romero, M., Juárez, M.A. & Argota, M.R. (2019): Holocene occupation history of pygoscelid penguins at Stranger Point, King George (25 de Mayo) Island, northern Antarctic Peninsula. *Holocene* 30, 190 -196.
- Erfurt, J. & Grimm, H. (1990): Expeditionsbericht der 2. DDR-Antarktisexpedition, Überwinterungsteilnehmer an der 34. Sowjetischen Antarktisexpedition, Station "Bellingshausen" 1988-1990. Unveröffentl. Expeditionsbericht, Akademie der Wissenschaften, Potsdam. Tierpark Berlin.
- Eriksson, C., Burton, H., Fitch, S., Schulz, M. & van den Hoff, J. (2013): Daily accumulation rates of marine debris on sub-Antarctic island beaches. *Mar. Pollut. Bull.* 66, 199-208.
- Fasanella, M., Premoli, A.C., Urdampilleta, J.D., Gonzalez, M.L. & Chiapella, J.O. (2017): How did a grass reach Antarctica? The Patagonian connection of *Deschampsia antarctica* (Poaceae). *Bot. J. Linn. Soc.* 185, 511-524.

- Favero, M. (1993): Asociaciones alimentarias de la Paloma Antártica *Chionis alba* en las Islas 25 de Mayo (King George Is.) y Media Luna (Halfmoon Is.), Shetland del Sur. Actas Jorn. Comunicaciones Inv. Científicas Antárticas 2, 55.
- Favero, M. (1994): Biología reproductiva del Gaviotín Antártico (*Sterna vittata*; Gmelin, 1789) en Península Potter, Isla 25 de Mayo (King George), Islas Shetland del Sur, Antártida. Rivista Italiana di Ornitologia 64, 62.
- Favero, M., Silva, P. & Ferreyra, G. (1997): Trophic relationships between the kelp gull and The Antarctic limpet at King George Island (South Shetland Islands, Antarctica) during the breeding season. Polar Biol. 17, 431-436.
- Favero, M. & Silva, M.P. (1998): How important are pelagic preys for the kelp gull during chick-rearing at the South Shetland Islands? Polar Biol. 19, 32-36.
- Favero, M., Khatchikian, C.E., Arias, A., Rodriguez, M.P.S., Canete, G. & Mariano-Jelicich, R. (2003): Estimates of seabird by-catch along the Patagonian Shelf by Argentine longline fishing vessels, 1999-2001. Bird Conservation International 13, 273-281.
- Fieber, K.D., Mills, J.P., Miller, P.E., Clarke, L., Ireland, L. & Fox, A.J. (2018): Rigorous 3D change determination in Antarctic Peninsula glaciers from stereo WorldView-2 and archival aerial imagery. Remote Sens. Environ. 205, 18-31.
- Flores, H., Atkinson, A., Kawaguchi, S., Krafft, B.A., Milinevsky, G., Nicol, S., Reiss, C., Tarling, G.A., Werner, R., Rebolledo, E.B., Cirelli, V., Cuzin-Roudy, J., Fielding, S., Groeneveld, J.J., Haraldsson, M., Lombana, A., Marschoff, E., Meyer, B., Pakhomov, E.A., Rombolá, E., Schmidt, K., Siegel, V., Teschke, M., Tonkes, H., Toullec, J.Y., Trathan, P.N., Tremblay, N., van de Putte, A.P., van Franeker, J.A. & Werner, T. (2012): Impact of climate change on Antarctic krill. Mar. Ecol. Prog. Ser. 458, 1-19.
- Foekema, E.M., De Gruijter, C., Mergia, M.T., van Franeker, J.A., Murk, A.J. & Koelmans, A.A. (2013): Plastic in North Sea Fish. Environ. Sci. Technol. 47, 8818-8824.
- Forcada, J., Trathan, P.N., Reid, K., Murphy, E.J. & Croxall, J.P. (2006): Contrasting population changes in sympatric penguin species in association with climate warming. Global Change Biol. 12, 411-423.
- Forcada, J. & Trathan, P.N. (2009): Penguin responses to climate change in the Southern Ocean. Global Change Biol. 15, 1618-1630.
- Forcada, J. & Hoffman, J.I. (2014): Climate change selects for heterozygosity in a declining fur seal population. Nature 511, 462-465.
- Forcada, J. (2021): Antarctic Fur Seal (*Arctocephalus gazella*, Peters 1875). In: G. Heckel, Y. Schramm. Ecology and Conservation of Pinnipeds in Latin America, Springer, 51-76.
- Fountain, A., Saba, G., Adams, B., Doran, P., Fraser, W.R., Gooseff, M., Obryk, M.K., Priscu, J.C., Stammerjohn, S. & Virginia, R.A. (2016): The Impact of a Large-Scale Climate Event on Antarctic Ecosystem Processes. Bioscience 66, 848-863.
- Fowbert, J.A. & Lewis-Smith, R.I. (1994): Rapid increase in native vascular plants in the Argentine Islands, Antarctic Peninsula. Arct. Alp. Res. 26, 290-296.
- Fragão, J., Bessa, F., Otero, V., Barbosa, A., Sobral, P., Waluda, C.M., Guímero, H.R.R., Xavier, J.C. & Fragão, J.R. (2021): Microplastics and other anthropogenic particles in Antarctica: Using penguins as biological samplers. Sci. Total Environ. 788, 147698.
- Franco-Trecu, V., Drago, M., Katz, H., Machin, E. & Marin, Y. (2017): With the noose around the neck: Marine debris entangling otariid species. Environ. Pollut. 220, 985-989.
- Franzke, C. (2013): Significant reduction of cold temperature extremes at Faraday/Vernadsky station in the Antarctic Peninsula. International Journal of Climatology 33, 1070-1078.
- Fraser, C.I., Kay, G.M., du Plessis, M. & Ryan, P.G. (2017): Breaking down the barrier: dispersal across the Antarctic Polar Front. Ecography 40, 235-237.
- Fraser, C.I., Morrison, A.K., Hogg, A.M., Macaya, E.C., van Sebille, E., Ryan, P.G., Padovan, A., Jack, C., Valdivia, N. & Waters, J.M. (2018): Antarctica's ecological isolation will be broken by storm-driven dispersal and warming. Nat. Clim. Change 8, 704-708.
- Frenot, Y., Chown, S.L., Whinam, J., Selkirk, P.M., Convey, P., Skotnicki, M. & Bergstrom, D.M. (2005): Biological invasions in the Antarctic: extent, impacts and implications. Biological Reviews 80, 45-72.

- Fretwell, P.T., Convey, P., Fleming, A.H., Peat, H.J. & Hughes, K.A. (2011): Detecting and mapping vegetation distribution on the Antarctic Peninsula from remote sensing data. *Polar Biol.* 34, 273-281.
- Fröhlich, A. (2007): Monitoring program of Antarctic birds and sea mammals on Fildes Peninsula (Bellingshausen Station), King George Island April 2006 – February 2007. Unpublished Expedition Report.
- Gal, J.-K., Choi, B., Kim, B.-K., Jung, J.-W., Min, J.-O.-, Lee, W.Y., Shin, K.-H., Kim, J.-H. & Ha, S.-Y. (2021): Trophic niche of seabirds on the Barton Peninsula, King George Island, Antarctica. *Estuar Coast Shelf S* 258, 107443.
- Galera, H., Chwedorzewska, K.J., Łapiński, S., Kowalska, M.E., Pasik, M., Rajner, M., Czyż, E., Bylina, P. & Wódkiewicz, M. (2017): First step to eradication of *Poa annua* L. from Point Thomas Oasis (King George Island, South Shetlands, Antarctica). *Polar Biol.* 40, 939-945.
- Galera, H., Rudak, A., Czyż, E.A., Chwedorzewska, K.J., Znój, A. & Wódkiewicz, A. (2019): The role of the soil seed store in the survival of an invasive population of *Poa annua* at Point Thomas Oasis, King George Island, maritime Antarctica. *Global Ecology and Conservation* 19, e00679.
- Galera, H., Rudak, A., Pielech, M., Znój, A., Chwedorzewska, K. & Wódkiewicz, M. (2021): Influence of the population spatial structure on seed rain distribution of an invasive plant under harsh environment. *Polar Biol.* 44, 587-591.
- Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., Oosterbaan, L., Nilsson, P., Fleet, D., Kinsey, S., Thompson, R.C., Van Franeker, J.A., Vlachogianni, T., Scoulos, M., Veiga, J.M., Palatius, J.M., Palatinus, A., Matiddi, M., Maes, T., Korpinen, S., Budziak, A., Leslie, H., Gago, J. & Liebezeit, G. (2013): Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas. EUR – Scientific and Technical Research series, European Commission, EUR 26113 EN 2013 (Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Publications Office of the European Union: Luxembourg). doi:10.2788/99475x.
- Galloway, T.S., Cole, M. & Lewis, C. (2017): Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nature Ecology & Evolution* 1, 0116.
- Garrott, R.A., Rotella, J.J., Siniff, D.B., Parkinson, C.L. & Stauffer, G.E. (2012): Environmental variation and cohort effects in an Antarctic predator. *Oikos* 121, 1027-1040.
- Gebauer, A., Peter, H.-U. & Kaiser, M. (1987): Floristisch-ökologische Untersuchungen in der Antarktis - dargestellt am Beispiel der Verbreitung von *Deschampsia antarctica* DESV. im Bereich von Fildes Peninsula / King George Island (South Shetland Islands). *Wissenschaftliche Zeitschrift Universität Jena Naturwissenschaftliche Reihe* 36, 505-515.
- Gerighausen, U., Bräutigam, K., Mustafa, O. & Peter, H.-U. A.H.L. Huiskes, W.W.C. Gieskes, J. Rozemaet al (2003): Expansion of Antarctic vascular plants on an Antarctic island - a consequence of climate change? 8. Antarctic biology in a global context; Proceedings of the VIIIth SCAR International Biology Symposium, Leiden, Backhuys Publishers.
- Gianuca, D., Votier, S.C., Pardo, D., Wood, A.G., Sherley, R.B., Ireland, L., Choquet, R., Pradel, R., Townley, S., Forcada, J., Tuck, G.N. & Phillips, R.A. (2019): Sex-specific effects of fisheries and climate on the demography of sexually dimorphic seabirds. *J. Anim. Ecol.* 88, 1366-1378.
- Giełwanowska, I., Szczuka, E., Bednara, J. & Gorecki, R. (2005): Anatomical features and ultrastructure of *Deschampsia antarctica* (Poaceae) leaves from different growing habitats. *Ann. Bot.* 96, 1109-1119.
- Giełwanowska, I., Bochenek, A. & Szczuka, E. (2007): Development of the Pollen in the Antarctic Flowering Plant *Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl. *Acta Agrobotanica* 60, 3-8.
- Giełwanowska, I. & Kellmann-Sopyła, W. (2015): Generative reproduction of Antarctic grasses, the native species *Deschampsia antarctica* Desv. and the alien species *Poa annua* L. *Polish Polar Research* 36, 261-279.
- Gil-Delgado, J.A., González-Solís, J. & Barbosa, A. (2013): Populations of breeding birds in Byers Peninsula, Livingston Island, South Shetland Islands. *Antarct. Sci.* 25, 303-306.
- Gilbert, J.M., Reichelt-Brushett, A.J., Bowling, A.C. & Christidis, L. (2016): Plastic ingestion in marine and coastal bird species of southeastern Australia. *Mar. Ornithol.* 44, 21-26.

- Gimingham, C.H. & Lewis-Smith, R.I. (1970): Growth form and water relations of mosses in the maritime Antarctic. *British Antarctic Survey Bulletin* 25, 1-21.
- Gold, W.G. & Bliss, L.C. (1995): Water Limitations and Plant Community-Development in a Polar Desert. *Ecology* 76, 1558-1568.
- Golubev, S. (2020): Macroplastic in Seabirds at Mirny, Antarctica. *Birds* 1, 13-18.
- González-Pleiter, M., Edo, C., Velázquez, D., Casero-Chamorro, M.C., Leganés, F., Quesada, A., Fernández-Piñas, F. & Rosal, R. (2020): First detection of microplastics in the freshwater of an Antarctic Specially Protected Area. *Mar. Pollut. Bull.* 161 B, 111811.
- González-Pleiter, M., Lacerot, G., Edo, C., Lozoya, J.P., Leganés, F., Fernández-Piñas, F., Rosal, R. & Teixeira de Mello, F. (2021): A pilot study about microplastics and mesoplastics in an Antarctic glacier. *The Cryosphere* 15, 2531-2539.
- González-Solís, J., Croxall, J.P. & Wood, A.G. (2000): Foraging partitioning between giant petrels *Macronectes* spp. and its relationship with breeding population changes at Bird Island, South Georgia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 204, 279-288.
- González-Zevallos, D. & Yorrio, P. (2006): Seabird use of discards and incidental captures at the Argentine hake trawl fishery in the Golfo San Jorge, Argentina. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 316, 175-183.
- González, S. & Fortuny, D. (2018): How robust are the temperature trends on the Antarctic Peninsula? *Antarct. Sci.* 30, 322-328.
- Gorman, K.B., Ruck, K.E., Williams, T.D. & Fraser, W.R. (2021): Advancing the Sea Ice Hypothesis: Trophic Interactions Among Breeding *Pygoscelis* Penguins With Divergent Population Trends Throughout the Western Antarctic Peninsula. *Frontiers in Marine Science*, veröffentlicht online.
- Gornall, J.L., Jonsdottir, I.S., Woodin, S.J. & Van der Wal, R. (2007): Arctic mosses govern below-ground environment and ecosystem processes. *Oecologia* 153, 931-941.
- Gornall, J.L., Woodin, S.J., Jonsdottir, I.S. & van der Wal, R. (2011): Balancing positive and negative plant interactions: how mosses structure vascular plant communities. *Oecologia* 166, 769-782.
- Graña Grilli, M. (2014): Decline in Numbers of Antarctic Skuas Breeding at Potter Peninsula, King George Island, Antarctica. *Mar. Ornithol.* 42, 161-162.
- Graña Grilli, M., Pari, M. & Ibañez, A.E. (2018): Poor body conditions during the breeding period in a seabird population with low breeding success. *Marine Biology* 165, 142.
- Grebieniow, A., Korczak-Abshire, M., Sobczyńska, M. & Górecka-Bruzda, A. (2018): Antarctic fur seal (*Arctocephalus gazella*) males preferences for weather conditions and location for land resting during the moulting period. The joint East and West Central Europe ISAE Regional Meeting, Nencki Institute of Experimental Biology Polish Academy of Sciences, Warsaw, Poland.
- Grebieniow, A., Korczak-Abshire, M., Gasek, A. & Górecka-Bruzda, A. (2020): Antarctic fur seal (*Arctocephalus gazella*) annual migration and temporal patterns of on-shore occurrence of leucistic individuals on King George Island. *Polar Biol.* 43, 929-935.
- Green, T.G.A., Sancho, L.G., Pintado, A. & Schroeter, B. (2011): Functional and spatial pressures on terrestrial vegetation in Antarctica forced by global warming. *Polar Biol.* 34, 1643-1656.
- Greene, D.M. & Holtom, A. (1971): Studies in *C. quitensis* (Kunth) Bartl. and *D. antarctica* Desv.: III. Distribution, Habitats and Performance in the Antarctic Botanical Zone. *British Antarctic Survey Bulletin* 26, 1-28.
- Gregory, M.R., Kirk, R.M. & Mabin, M.C.G. (1984): Pelagic tar, oil, plastics and other litter in surface waters of the New Zealand sector of the Southern Ocean and on Ross Dependency shores. *New Zealand Antarctic Records* 6, 12-28.
- Gregory, M.R. (2009): Environmental implications of plastic debris in marine settings-entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philos T R Soc B* 364, 2013-2025.
- Grobe, C.W., Ruhland, C.T. & Day, T.A. (1997): A new population of the vascular plant *Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl. near Arthur Harbor, Antarctic: Correlating

- recruitment with warmer summer temperatures. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 29, 217-221.
- Groeneveld, E.V.G., Masse, A. & Rochefort, L. (2007): *Polytrichum strictum* as a nurse-plant in peatland restoration. *Restor. Ecol.* 15, 709-719.
- Grohmann Finger, J.V., Corá, D.H., Convey, P., Santa Cruz, F., Petry, M.V. & Krüger, L. (2021a): Anthropogenic debris in an Antarctic Specially Protected Area in the maritime Antarctic. *Mar. Pollut. Bull.* 172, 112921.
- Grohmann Finger, J.V., Corá, D.H., Petry, M.V. & Krüger, L. (2021b): Cannibalism in southern giant petrels (*Macronectes giganteus*) at Nelson Island, Maritime Antarctic Peninsula. *Polar Biol.* 44, 1219-1222.
- Gryz, P., Gerleé, A. & Korczak-Abshire, M. (2019): New breeding site and records of king penguins (*Aptenodytes patagonicus*) on King George Island (South Shetlands, Western Antarctic). *Polar Rec.* 54, 275-283.
- Hahn, S., Peter, H.-U., Quillfeldt, P. & Reinhardt, K. (1998): The birds of the Potter Peninsula, King George Island, South Shetland Islands, Antarctica, 1965-1998. *Mar. Ornithol.* 26, 1-6.
- Hahn, S. & Quillfeldt, P. (1998): Different predation pressures on two Antarctic stormpetrel species. *Reports on Polar Research* 299, 285-289.
- Hahn, S. & Peter, H.-U. (2003): Feeding territoriality and the reproductive consequences in brown skuas *Catharacta antarctica lonnbergi*. *Polar Biol.* 26, 552-559.
- Hahn, S., Reinhardt, K., Ritz, M.S., Janicke, T., Montalti, D. & Peter, H.-U. (2007): Oceanographic and climatic factors differentially affect reproduction performance of Antarctic skuas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 334, 287-297.
- Hahn, S. & Bauer, S. (2008): Dominance in feeding territories relates to foraging success and offspring growth in brown skuas *Catharacta antarctica lonnbergi*. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 62, 1149-1157.
- Hahn, S., Ritz, M.S. & Reinhardt, K. (2008): Marine foraging and annual fish consumption of a south polar skua population in the maritime Antarctic. *Polar Biol.* 31, 959-969.
- Hamer, K.C., Furness, R.W. & Caldow, R.W.G. (1991): The effects of changes in food availability on the breeding ecology of great skuas *Catharacta skua* in Shetland. *J. Zool.* 223, 175-188.
- Hamilton, B., Bourdages, M.P.T., Geoffroy, C., Vermaire, J.C., Mallory, M.L., Rochman, C.M. & Provencher, J.F. (2021): Microplastics around an Arctic seabird colony: Particle community composition varies across environmental matrices. *Sci. Total Environ.* 773, 145536.
- Hammer, J., Kraak, M.H.S. & Parsons, J.R. (2012): Plastics in the Marine Environment: The Dark Side of a Modern Gift. *Rev Environ Contam T* 220, 1-44.
- Hammer, S., Nager, R.G., Johnson, P.C.D., Furness, R.W. & Provencher, J.F. (2016): Plastic debris in great skua (*Stercorarius skua*) pellets corresponds to seabird prey species. *Mar. Pollut. Bull.* 103, 206-210.
- Hanchet, S., Horn, P. & Stevenson, M. (2003): Fishing in the ice: is it sustainable? *Water & Atmosphere* 11, 24-25.
- Harris, C.M., Lorenz, K., Fishpool, L.D.C., Lascelles, B., Cooper, J., Coria, N.R., Croxall, J.P., Emmerson, L.M., Fijn, R.C., Fraser, W.L., Jouventin, P., LaRue, M.A., Le Maho, Y., Lynch, H.J., Naveen, R., Patterson-Fraser, D.L., Peter, H.-U., Poncet, S., Phillips, R.A., Southwell, C.J., van Franeker, J.A., Weimerskirch, H., Wienecke, B. & Woehler, E.J. (2015): Important Bird Areas in Antarctica. BirdLife International and Environmental Research & Assessment Ltd., Cambridge.
- Harris, J.W. & Woehler, E.J. (2004): Can the important bird area approach improve the antarctic protected area system? *Polar Rec.* 40, 97-105.
- Hartwig, E., Clemens, T. & Heckroth, M. (2007): Plastic debris as nesting material in a Kittiwake- (*Rissa tridactyla*)-colony at the Jammerbugt, Northwest Denmark. *Mar. Pollut. Bull.* 54, 595-597.
- Herman, R.W., Borowicz, A., Lynch, M.A., Trathan, P., Hart, T. & Lynch, H.J. (2020): Update on the global abundance and distribution of breeding Gentoo Penguins (*Pygoscelis papua*). *Polar Biol.* 43, 1947-1956.

- Heskett, M., Takada, H., Yamashita, R., Yuyama, M., Ito, M., Geok, Y.B., Ogata, Y., Kwan, C., Heckhausen, A., Taylor, H., Powell, T., Morishige, C., Young, D., Patterson, H., Robertson, B., Bailey, E. & Mermoz, J. (2012): Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 445-448.
- Higgins, P.J. & Davies, S.J.J.F. (1996): Handbook of Australia, New Zealand and Antarctic birds. Volume 3, Snipe to Pigeons. Melbourne. Oxford University Press.
- Hill, P.W., Farrar, J., Roberts, P., Farrell, M., Grant, H., Newsham, K.K., Hopkins, D.W., Bardgett, R.D. & Jones, D.L. (2011): Vascular plant success in a warming Antarctic may be due to efficient nitrogen acquisition. *Nat. Clim. Change* 1, 50-53.
- Hinde, R.A. (1970): Aggression in Animals. *Proceedings of the Royal Society of Medicine London* 63, 162-172.
- Hindell, M.A., Sumner, M., Bestley, S., Wotherspoon, S., Harcourt, R.G., Lea, M.A., Alderman, R. & McMahon, C.R. (2017): Decadal changes in habitat characteristics influence population trajectories of southern elephant seals. *Global Change Biol.* 23, 5136-5150.
- Hinke, J.T., Salwicka, K., Trivelpiece, S.G., Watters, G.M. & Trivelpiece, W.Z. (2007): Divergent responses in *Pygoscelis* penguins reveal a common environmental driver. *Oecologia* 153, 845-855.
- Hinke, J.T., Polito, M.J., Reiss, C.S., Trivelpiece, S.G. & Trivelpiece, W.Z. (2012): Flexible reproductive timing can buffer reproductive success of *Pygoscelis* spp. penguins in the Antarctic Peninsula region. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 454, 91-104.
- Hinke, J.T., Cossio, A.M., Goebel, M.E., Reiss, C.S., Trivelpiece, W.Z. & Watters, G.M. (2017a): Identifying Risk: Concurrent Overlap of the Antarctic Krill Fishery with Krill-Dependent Predators in the Scotia Sea. *Plos One* 12, e0170132.
- Hinke, J.T., Trivelpiece, S.G. & Trivelpiece, W.Z. (2017b): Variable vital rates and the risk of population declines in Adélie penguins from the Antarctic Peninsula region. *Ecosphere* 8, e01666.
- Hoffman, J.I., Grant, S.M., Forcada, J. & Phillips, C.D. (2011): Bayesian inference of a historical bottleneck in a heavily exploited marine mammal. *Mol. Ecol.* 20, 3989-4008.
- Hoffman, J.I., Bauer, E., Paijmans, A.J., Humble, E., Beckmann, L.M., Kubetschek, C., Christaller, F., Krockner, N., Fuchs, B., Moreras, A., Shihlomule, Y.D., Bester, M.N., Cleary, A.C., De Bruyn, P.J.N., Forcada, J., Goebel, M.E., Goldsworthy, S.D., Guinet, C., Hoelzel, A.R., Lydersen, C., Kovacs, K.M. & Lowther, A. (2018): A global cline in a colour polymorphism suggests a limited contribution of gene flow towards the recovery of a heavily exploited marine mammal. *Royal Society Open Science* 5, 181227.
- Hofmeyr, G. (2015): *Mirounga leonina*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T13583A45227247.
- Hofmeyr, G. (2016): *Arctocephalus gazella*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T2058A66993062.
- Hofmeyr, G.J.G., Bester, M.N. & Kirkman, S.P. (2005a): Leucistic Antarctic fur seals at Bouvetoya. *Polar Biol.* 29, 77-79.
- Hofmeyr, G.J.G., Krafft, B.A., Kirkman, S.P., Bester, M.N., Lydersen, C. & Kovacs, K.M. (2005b): Population changes of Antarctic fur seals at Nyrøysa, Bouvetøya. *Polar Biol.* 28, 725-731.
- Holderegger, R., Stehlik, I., Smith, R.I.L. & Abbott, R.J. (2003): Populations of Antarctic hairgrass (*Deschampsia antarctica*) show low genetic diversity. *Arct. Antarct. Alp. Res.* 35, 214-217.
- Holmes, N.D., Giese, M., Achurch, H., Robinson, S. & Kriwoken, L.K. (2006): Behaviour and breeding success of gentoo penguins *Pygoscelis papua* in areas of low and high human activity. *Polar Biol.* 29, 399-412.
- Holtom, A. & Greene, S.W. (1967): The Growth and Reproduction of Antarctic Flowering Plants. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 252, 323-337.
- Hope, A.S., Kimball, J.S. & Stow, D.A. (1993): The Relationship between Tussock Tundra Spectral Reflectance Properties and Biomass and Vegetation Composition. *Int. J. Remote Sens.* 14, 1861-1874.

- Hovenden, M.J. & Seppelt, R.D. (1995a): Exposure and nutrients as delimiters of lichen communities in continental Antarctica. *Lichenologist* 27, 505-515.
- Hovenden, M.J. & Seppelt, R.D. (1995b): Uptake of water from the atmosphere by lichens in continental Antarctica. *Symbiosis* 18, 111-118.
- Hückstädt, L. (2015): *Leptonychotes weddellii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T11696A45226713.
- Hückstädt, L.A., Pinones, A., Palacios, D.M., McDonald, B.I., Dinniman, M.S., Hofmann, E.E., Burns, J.M., Crocker, D.E. & Costa, D.P. (2020): Projected shifts in the foraging habitat of crabeater seals along the Antarctic Peninsula. *Nat. Clim. Change* 10, 472-477.
- Hughes, K.A. (2010): How committed are we to monitoring human impacts in Antarctica? *Environ Res Lett* 5, 1-3.
- Hughes, K.A. & Convey, P. (2010): The protection of Antarctic terrestrial ecosystems from inter- and intra-continental transfer of non-indigenous species by human activities: A review of current systems and practices. *Global Environ. Change* 20, 96-112.
- Hughes, K.A., Convey, P., Maslen, N.R. & Smith, R.I.L. (2010): Accidental transfer of non-native soil organisms into Antarctica on construction vehicles. *Biol. Invasions* 12, 875-891.
- Hughes, K.A., Lee, J.E., Tsujimoto, M., Imura, S., Bergstrom, D.M., Ware, C., Lebouvier, M., Huiskes, A.H.L., Gremmen, N.J.M., Frenot, Y., D., B.P. & Chown, S.L. (2011): Food for thought: Risks of non-native species transfer to the Antarctic region with fresh produce. *Biol. Conserv.* 144, 1682-1689.
- Hughes, K.A. & Convey, P. (2012): Determining the native/non-native status of newly discovered terrestrial and freshwater species in Antarctica - Current knowledge, methodology and management action. *J. Environ. Manage.* 93, 52-66.
- Hughes, K.A., Pertierra, L.R., Molina-Montenegro, M.A. & Convey, P. (2015): Biological invasions in terrestrial Antarctica: what is the current status and can we respond? *Biodivers. Conserv.* 24, 1031-1055.
- Hughes, K.A., Convey, P., Pertierra, L.R., Vega, G.C., Aragón, P. & Olalla-Tárraga, M.A. (2019): Human-mediated dispersal of terrestrial species between Antarctic biogeographic regions: A preliminary risk assessment. *J. Environ. Manage.* 232, 73-89.
- Hugonnet, R., McNabb, R., Berthier, E., Menounos, B., Nuth, C., Girod, L., Farinotti, D., Huss, M., Dussaillant, I., Brun, F. & Kääb, A. (2021): Accelerated global glacier mass loss in the early twenty-first century. *Nature* 592, 726-731.
- Huiskes, A.H.L., Gremmen, N.J.M., Bergstrom, D.M., Frenot, Y., Hughes, K.A., Imura, S., Kiefer, K., Lebouvier, M., Lee, J.E., Tsujimoto, M., Ware, C., Van de Vijver, B. & Chown, S.L. (2014): Aliens in Antarctica: Assessing transfer of plant propagules by human visitors to reduce invasion risk. *Biol. Conserv.* 171, 278-284.
- Hunter, S. (1984): Breeding Biology and Population Dynamics of Giant Petrels *Macronectes* at South Georgia (Aves, Procellariiformes). *J. Zool.* 203, 441-460.
- Ibañez, A.E., Morales, L.M., Torres, D.S., Borghello, P., Haidr, N.S. & Montalti, D. (2020): Plastic ingestion risk is related to the anthropogenic activity and breeding stage in an Antarctic top predator seabird species. *Mar. Pollut. Bull.* 157, 111351.
- Isobe, A., Uchiyama-Matsumoto, K., Uchida, K. & Tokai, T. (2017): Microplastics in the Southern Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 114, 623-626.
- IUCN (1991): The IUCN Red List of Threatened Species.
- Ivar do Sul, J.A., Barnes, D.K.A., Costa, M.F., Convey, P., Costa, E.S. & Campos, L. (2011): Plastics in the Antarctic Environment: Are we looking only at the tip of the Iceberg? *Oecologia Australis* 15, 150-170.
- Jablonski, B. (1984): Distribution and numbers of penguins in the region of King George Island (South Shetland Islands) in the breeding season 1980/1981. *Polish Polar Research* 5, 17-30.
- Jablonski, B. (1995): Distribution, abundance and biology of the Antarctic Tern *Sterna vittata* Gmelin, 1789 on King George Island (South Shetland Islands). *Acta Zool. Cracov.* 38, 399-460.

- Jacobsen, J.K., Massey, L. & Gulland, F. (2010): Fatal ingestion of floating net debris by two sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *Mar. Pollut. Bull.* 60, 765-767.
- Jagiello, Z., Dylewski, L., Tobolka, M. & Aguirre, J.I. (2019): Life in a polluted world: A global review of anthropogenic materials in bird nests. *Environ. Pollut.* 251, 717-722.
- Jamieson, A.J., Brooks, L.S.R., Reid, W.D.K., Piertney, S.B., Narayanaswamy, B.E. & Linley, T.D. (2019): Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. *Royal Society Open Science* 6, 180667.
- Jardine, A.M., Provencher, J.F., Pratte, I., Holland, E.R., Baak, J.E., Robertson, G.J. & Mallory, M.L. (2021): Annual plastic ingestion and isotopic niche patterns of two sympatric gull species at Newfoundland, Canada. *Mar. Pollut. Bull.* 173, 112991.
- Jones-Williams, K., Galloway, T., Cole, M., Stowasser, G., Waluda, C. & Manno, C. (2020): Close encounters-microplastic availability to pelagic amphipods in sub-antarctic and antarctic surface waters. *Environ. Int.* 140, 105792.
- Jouventin, P. & Weimerskirch, H. (1988): Demographic strategies of southern albatrosses. *Acta XIX Congressus Internationalis Ornithologici* 857-865.
- Jouventin, P. & Weimerskirch, H. (1991): Changes in the population size and demography of southern seabirds: management implications. In: C.M. Perrins, J.D. Lebreton, G.J.M. Hirons. *Bird population studies: their relevance to conservation and management*, Oxford University Press, Oxford, 297-314.
- Juárez, M.A., Santos, M.M., Negrete, J., Santos, M.R., Mennucci, J.A., Rombolá, E., Longarzo, L., Coria, N.R. & Carlini, A.R. (2013): Better late than never? Interannual and seasonal variability in breeding chronology of gentoo penguins at Stranger Point, Antarctica. *Polar Res.* 32, 18448.
- Juárez, M.A., Negrete, J., Mennucci, J.A., Perchivale, P.J., Santos, M., Moreira, E. & Coria, N.R. (2014): Further evidence of king penguins' breeding range extension at the South Shetland Islands? *Antarct. Sci.* 26, 261-262.
- Juárez, M.A., Santos, M., Negrete, J., Mennucci, J.A., Perchivale, P.J. & Casaux, R. (2015): Adélie penguin population changes at Stranger Point: 19 years of monitoring. *Antarct. Sci.* 27, 455-461.
- Juárez, M.A., Ferrer, F., Coria, N.R. & Santos, M. (2017): Breeding events of king penguin at the South Shetland Islands: Has it come to stay? *Polar Biol.* 40, 457-461.
- Juárez, M.A., Casaux, R., Negrete, J., Rios, A., Castillo, M., Coria, N.R. & Santos, M.M. (2020): Update of the population size and breeding performance of gentoo penguins (*Pygoscelis papua*) at Stranger Point/Cabo Funes, South Shetland Islands. *Polar Biol.* 43, 123-129.
- Kain, E.C., Lavers, J.L., Berg, C.J., Raine, A.F. & Bond, A.L. (2016): Plastic ingestion by Newell's (*Puffinus newelli*) and wedge-tailed shearwaters (*Ardenna pacifica*) in Hawaii. *Environmental Science and Pollution Research* 23, 23951-23958.
- Kalwij, J.M., Medan, D., Kellermann, J., Greve, M. & Chown, S.L. (2019): Vagrant birds as a dispersal vector in transoceanic range expansion of vascular plants. *Sci Rep-Uk* 9,
- Kejna, M., Láska, K. & Caputa, Z. (1998): Recession of the Ecology Glacier (King George Island, Antarctica) in the period 1961–1996. 25th International Polar Symposium. Warsaw, Poland.
- Kejna, M. (2003): Trends of air temperature of the Antarctic during the period 1958-2000. *Polish Polar Research* 24, 99-126.
- Kejna, M., Arażny, A. & Sobota, I. (2013): Climatic change on King George Island in the years 1948–2011. *Polish Polar Research* 34, 213-235.
- Kellmann-Sopya, W. & Giełwanowska, I. (2015): Germination capacity of five polar Caryophyllaceae and Poaceae species under different temperature conditions. *Polar Biol.* 38, 1753-1765.
- Kelly, A., Lannuzel, D., Rodemann, T., Meiners, K.M. & Auman, H.J. (2020): Microplastic contamination in east Antarctic sea ice. *Mar. Pollut. Bull.* 154, 111130.
- Keogh, G. (2019): Microplastics in the diet of rehabilitated seals, University College, Cork, Ireland,

- Kerry, K., Riddle, M. & Clarke, J. (1999): Disease of Antarctic Wildlife. Australian Antarctic Division, Channel Highway, Kingston, 7050, Australia.
- Kim, J.-H., Chung, H., Kim, J.H., Yoo, J.-C. & Ahn, I.-Y. (2005): Nest Distribution of Skuas on Barton and Weaver Peninsulas of the King George Island, the Antarctic. *Ocean Polar Res.* 27, 443-450.
- Kim, J.-H., Ahn, I.Y., Lee, K.S., Chung, H.S. & Choi, H.G. (2007): Vegetation of Barton Peninsula in the neighbourhood of King Sejong Station (King George Island, maritime Antarctic). *Polar Biol.* 30, 903-916.
- Kim, J.-H., Park, H. & Ahn, I.-Y. (2009): Effect of Climate change on breeding ecology of skuas in the King George Island, Antarctica. Annual Report of Environmental Monitoring on Human Impacts around the King Sejong Station, Antarctica (in Korean).
- Kim, J.-H. & Ahn, I.-Y. (2011): Fluctuation of number of nest, clutch size and egg size in the South polar skua (*Catharacta maccormicki*). Annual Report of Environmental Monitoring on Human Impacts around the King Sejong Station, Antarctica (in Korean).
- Kim, J.-H., Cho, H., Jung, J.-W. & Ahn, I.-Y. (2011): Nest distribution of Southern giant petrels (*Macronectes giganteus*) on Barton Peninsula, King George Island, 2010/11. Annual Report of Environmental Monitoring on Human Impacts around the King Sejong Station, Antarctica (in Korean).
- Kirchgäßner, A. (2011): An analysis of precipitation data from the Antarctic base Faraday/Vernadsky. *International Journal of Climatology* 31, 404-414.
- Kock, K.H. (2001): The direct influence of fishing and fishery-related activities on non-target species in the Southern Ocean with particular emphasis on longline fishing and its impact on albatrosses and petrels - a review. *Rev. Fish Biol. Fish.* 11, 31-56.
- Kokubun, N., Takahashi, A., Mori, Y., Watanabe, S. & Shin, H.C. (2010): Comparison of diving behavior and foraging habitat use between chinstrap and gentoo penguins breeding in the South Shetland Islands, Antarctica. *Marine Biology* 157, 811-825.
- Komarkova, V., Poncet, S. & Poncet, J. (1985): Two Native Antarctic Vascular Plants, *Deschampsia antarctica* and *Colobanthus quitensis*: A New Southernmost Locality and Other Localities in the Antarctic Peninsula Area. *Arct. Alp. Res.* 17, 401-416.
- Komarkova, V., Poncet, S. & Poncet, J. (1990): Additional and Revisited Localities of Vascular Plants *Deschampsia antarctica* Desv and *Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl in the Antarctic Peninsula Area. *Arct. Alp. Res.* 22, 108-113.
- Kopp, M., Hahn, S. & Peter, H.-U. (2010): Nischendifferenzierung bei Skuas (*Catharacta spec.*) im Gebiet der maritimen Antarktis. 143. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft, Helgoland.
- Korczak-Abshire, M. (2010): Climate change influences on Antarctic bird populations. *Papers on Global Changes* 1, 53-66.
- Korczak-Abshire, M., Zmarz, A., Rodzewicz, M., Kycko, M., Karsznia, I. & Chwedorzewska, K. (2019): Study of fauna population changes on Penguin Island and Turret Point Oasis (King George Island, Antarctica) using an unmanned aerial vehicle. *Polar Biol.* 42, 217-224.
- Korczak-Abshire, M., Hinke, J.T., Milinevsky, G., Juárez, M.A. & Watters, G. (2021): Coastal regions of the northern Antarctic Peninsula are key for gentoo populations. *Biol. Lett.* 17, 20200708.
- Kovacs, K.M., Aguilar, A., Auriolles, D., Burkanov, V., Campagna, C., Gales, N., Gelatt, T., Goldsworthy, S.D., Goodman, S.J., Hofmeyr, G.J.G., Harkonen, T., Lowry, L., Lydersen, C., Schipper, J., Sipila, T., Southwell, C., Stuart, S., Thompson, D. & Trillmich, F. (2012): Global threats to pinnipeds. *Mar. Mamm. Sci.* 28, 414-436.
- Kozeretska, I.A., Parnikoza, I.Y., Mustafa, O., Tyschenko, O.V., Korsun, S.G. & Convey, P. (2010): Development of Antarctic herb tundra vegetation near Arctowski station, King George Island. *Polar Sci* 3, 254-261.
- Kreczmer, K., Dąbski, M. & Zmarz, A. (2021): Terrestrial Signature of a recently tidewater glacier and adjacent periglaciation, Windy Glacier (South Shetland Islands, Antarctic). *Frontiers in Earth Science* 9, 671985.

- Krietsch, J., Esefeld, J., Braun, C., Lisovski, S. & Peter, H.-U. (2016): Long-term dataset reveals declines in breeding success and high fluctuations in the number of breeding pairs in two skua species breeding on King George Island. *Polar Biol.* 39, 573-582.
- Krna, M.A., Day, T.A. & Ruhland, C.T. (2009): Effects of neighboring plants on the growth and reproduction of *Deschampsia antarctica* in Antarctic tundra. *Polar Biol.* 32, 1487-1494.
- Krüger, L., Sander, M. & Petry, M.V. (2012): Responses of an Antarctic Southern Giant Petrel population to climate change. INCT-APA Annual Activity Report 75-79.
- Krüger, L., Paiva, V.H., Petry, M.V. & Ramos, J.A. (2017): Seabird breeding population size on the Antarctic Peninsula related to fisheries activities in non-breeding ranges off South America. *Antarct. Sci.* 29, 495-498.
- Krüger, L. (2019a): Spatio-temporal trends of the Krill fisheries in the Western Antarctic Peninsula and Southern Scotia Arc. *Fish. Manage. Ecol.* 26, 327-333.
- Krüger, L. (2019b): An update on the Southern Giant Petrels *Macronectes giganteus* breeding at Harmony Point, Nelson Island, Maritime Antarctic Peninsula. *Polar Biol.* 42, 1205-1208.
- Krylov, V.I. (1968): Morskie mlekopitajuscie i pticy v rajonie Stancii Bellingshausen [Mammals and seabirds in the vicinity of Bellingshausen station]. *Inform. Bjull. Sov. Antarkt. Eksped.* 71, 68-70.
- Krzeminska, M., Sicinski, P. & Kuklinski, P. (2018): Biodiversity and biogeographic affiliation of Bryozoa from King George Island. *Syst. Biodivers.* 16, 576-586.
- Kühn, S. & van Franeker, J.A. (2012): Plastic ingestion by the northern fulmar (*Fulmarus glacialis*) in Iceland. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 1252-1254.
- Kühn, S., Bravo Rebolledo, E.L. & van Franeker, J.A. (2015): Deleterious Effects of Litter on Marine Life. In: M. Bergmann, Gutow, L., and Klages, M. *Marine Anthropogenic Litter*, Springer, Berlin, 75-116.
- Kühn, S., van Werven, B., van Oyen, A., Meijboom, A., Rebolledo, E.L.B. & van Franeker, J.A. (2017): The use of potassium hydroxide (KOH) solution as a suitable approach to isolate plastics ingested by marine organisms. *Mar. Pollut. Bull.* 115, 86-90.
- Kuklinski, P., Wicikowski, L., Koper, M., Grala, T., Leniec-Koper, H., Barasiński, M., Talar, M., Kamiński, I., Kibart, R. & Małcki, W. (2019): Offshore surface waters of Antarctica are free of microplastics, as revealed by a circum-Antarctic study. *Mar. Pollut. Bull.* 149, 110573.
- Lacerda, A.L.D., Rodrigues, L.D., van Sebille, E., Rodrigues, F.L., Ribeiro, L., Secchi, E.R., Kessler, F. & Proietti, M.C. (2019): Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula. *Scientific Reports* 9, 3977
- Łachacz, A., Kalisz, B., Giełwanowska, I., Olech, M., Chwedorzewska, K. & Kelman-Sopyła, W. (2018): Nutrient abundance and variability from Antarctic soils in the coastal of King George Island. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 18, 294-311.
- Laist, D.W. (1997): Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. In: J.M. Coe, D.B. Rogers. *Marine Debris Sources, Impacts and Solutions*. Springer Series on Environmental Management, Springer Verlag, New York, 99-140.
- Lange, U. & Naumann, J. (1989): Expeditionsbericht der 1. DDR-Antarktisexpedition, Überwinterungsteilnehmer an der 33. Sowjetischen Antarktisexpedition Station Bellingshausen 1987-1989. Unveröffentl. Expeditionsbericht, Akademie der Wissenschaften, Potsdam.
- Lange, U. & Naumann, J. (1990): Weitere Erstnachweise von Vogelarten im Südwesten von King George Island (Südshetland-Inseln, Antarktis). *Beiträge zur Vogelkunde* 36, 165-170.
- LaRue, M., Salas, L., Nur, N., Ainley, D., Stammerjohn, S., Pennycook, J., Dozier, M., Saints, J., Stamatiou, K., Barrington, L. & Rotella, J. (2021): Insights from the first global population estimate of Weddell seals in Antarctica. *Sci. Cult.* 7, eabh3674.
- LaRue, M.A., Ainley, D.G., Swanson, M., Dugger, K.M., Lyver, P.O., Barton, K. & Ballard, G. (2013): Climate Change Winners: Receding Ice Fields Facilitate Colony Expansion and Altered Dynamics in an Adélie Penguin Metapopulation. *PLOS ONE* 8, e60568.

- Laskowski, Z., Korczak-Abshire, M. & Zdzitowiecki, K. (2012): Changes in acanthocephalan infection of the Antarctic fish *Notothenia coriiceps* in Admiralty Bay, King George Island, over 29 years. *Polish Polar Research* 33, 99-108.
- Lavers, J.L., Bond, A.L. & Hutton, I. (2014): Plastic ingestion by Flesh-footed Shearwaters (*Puffinus carneipes*): Implications for fledgling body condition and the accumulation of plastic-derived chemicals. *Environ. Pollut.* 187, 124-129.
- Lavers, J.L. & Bond, A.L. (2016): Ingested plastic as a route for trace metals in Laysan Albatross (*Phoebastria immutabilis*) and Bonin Petrel (*Pterodroma hypoleuca*) from Midway Atoll. *Mar. Pollut. Bull.* 110, 493-500.
- Lavers, J.L., Hutton, I. & Bond, A.L. (2019): Clinical Pathology of Plastic Ingestion in Marine Birds and Relationships with Blood Chemistry. *Environ. Sci. Technol.* 53, 9224-9231.
- Le Fevre, J., Legendre, L. & Rivkin, R.B. (1998): Fluxes of organic carbon in the Southern Ocean: roles of large microphagous zooplankton. *J. Mar. Syst.* 17, 325-345.
- Le Guen, C., Suaria, G., Sherley, R.B., Ryan, P.G., Aliani, S., Boehme, L. & Brierley, A.S. (2020): Microplastic study reveals the presence of natural and synthetic fibres in the diet of King Penguins (*Aptenodytes patagonicus*) foraging from South Georgia. *Environ. Int.* 134, 105787.
- Learmonth, J.A., MacLeod, C.D., Santos, M.B., Pierce, G.J., Crick, H.Q.P. & Robinson, R.A. (2006): Potential effects of climate change on marine mammals. *Oceanography and Marine Biology - an Annual Review* 44, 431-464.
- Lee, J.E. & Chown, S.L. (2007): *Mytilus* on the move: transport of an invasive bivalve to the Antarctic. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 339, 307-310.
- Lee, J.R., Raymond, B., Bracegirdle, T.J., Chades, I., Fuller, R.A., Shaw, J.D. & Terauds, A. (2017a): Climate change drives expansion of Antarctic ice-free habitat. *Nature* 547, 49-54.
- Lee, W.Y., Kim, H.-C., Han, Y.D., Hyun, C.-U., Park, S., Jung, J.-W. & Kim, J.-H. (2017b): Breeding records of kelp gulls in areas newly exposed by glacier retreat on King George Island, Antarctica. *J. Ethol.* 35, 131-135.
- Lembrechts, J.J., Pauchard, A., Lenoir, J., Nunez, M.A., Geron, C., Ven, A., Bravo-Monasterio, P., Teneb, E., Nijs, I. & Milbau, A. (2016): Disturbance is the key to plant invasions in cold environments. *P Natl Acad Sci USA* 113, 14061-14066.
- Lenzi, J., Burgues, M.F., Carrizo, D., Machin, E. & Teixeira-de Mello, F. (2016): Plastic ingestion by a generalist seabird on the coast of Uruguay. *Mar. Pollut. Bull.* 107, 71-76.
- Lenzi, J., González-Bergonzoni, I., Machín, E., Pijanowski, B. & Flaherty, E. (2019): The impact of anthropogenic food subsidies on a generalist seabird during nestling growth. *Sci. Total Environ.* 687, 546-553.
- Lewis-Smith, R.I. (1982): Plant succession and re-exposed moss banks on a deglaciated headland in Arthur Harbour, Anvers Island. *British Antarctic Survey Bulletin* 51, 193-199.
- Lewis-Smith, R.I. (1984): Terrestrial plant biology of the sub-Antarctic and Antarctic. In: R.M. Laws. *Antarctic Ecology I*, London Academic Press, London, 61-162.
- Lewis-Smith, R.I. (1990): Signy Island as a Paradigm of Biological and Environmental Change in Antarctic Terrestrial Ecosystems. In: K.R. Kerry, G. Hempel. *Antarctic Ecosystems: Ecological Change and Conservation*, Springer Verlag, Berlin, 32-50.
- Lewis-Smith, R.I. (1994): Vascular plants as bioindicators of regional warming in Antarctica. *Oecologia* 99, 322-328.
- Lewis-Smith, R.I. (1996): Introduced plants in Antarctica: potential impacts and conservation issues. *Biol. Conserv.* 76, 135-146.
- Lewis-Smith, R.I. (1999): Biological and environmental characteristics of three cosmopolitan mosses dominant in continental Antarctica. *J Veg Sci* 10, 231-242.
- Lewis-Smith, R.I. (2003): The enigma of *Colobanthus quitensis* and *Deschampsia antarctica* in Antarctica. In: A.H.L. Huiskes, W.W.C. Gieskes, J. Rozema, et al. *Antarctic Biology in a Global Context*, Blackhuys Publishers, Leiden, 2234-239.
- Lewis-Smith, R.I. & Richardson, M. (2011): Fuegian plants in Antarctica: natural or anthropogenically assisted immigrants? *Biol. Invasions* 13, 1-5.
- Lindsay, D.C. (1971): Vegetation of the South Shetland Islands. *British Antarctic Survey Bulletin* 25, 59-83.

- Lirio, J.M., Matko, C.G., Falk, U., Coria, S.h., Silva Busso, A., Del Valle, R. & Marinsek, S. I. Guaiquil, Leppe, M., Rojas, P., Canales, R. (2017): 60 años de retroceso glaciario en Península Potter, Isla 25 de Mayo, Islas Shetland del Sur, Antártida. (60 years of glacier retreat in Peninsula Potter, 25 de Mayo Island, South Shetland Islands, Antarctica). IX Congreso Latinoamericano de Ciencias Antártica, Punta Arenas, Chile, Instituto Antártico Chileno.
- Lisovski, S., Pavel, V., Weidinger, K. & Peter, H.-U. (2009): First breeding record of the Light-mantled Sooty Albatross (*Phoebastria palpebrata*) for the maritime Antarctic. *Polar Biol.* 32, 1811-1813.
- Litynska-Zajac, M., Chwedorzewska, K., Olech, M., Korczak-Abshire, M. & Augustyniuk-Kram, A. (2012): Diaspores and phyto-remains accidentally transported to the Antarctic Station during three expeditions. *Biodivers. Conserv.* 21, 3411-3421.
- Liu, X.D., Sun, L.G., Xie, Z.Q., Yin, X.B. & Wang, Y.H. (2005): A 1300-year record of penguin populations at Ardley Island in the Antarctic, as deduced from the geochemical data in the ornithogenic lake sediments. *Arctic Antarctic and Alpine Research* 37, 490-498.
- Loeb, V., Siegel, V., Holm-Hansen, O., Hewitt, R., Fraser, W., Trivelpiece, W. & Trivelpiece, S. (1997): Effects of sea-ice extent and krill or salp dominance on the Antarctic food web. *Nature* 387, 897-900.
- Longton, R. (1974): Microclimatic and biomass in communities of the *Bryum* association on Ross Island, Continental Antarctica. *Bryologist* 77, 109-127.
- Lopez, Z., Guillaumont, C., Vargas-Chacoff, L., Paschke, K., Duliere, V., Danis, B., Poulin, E., Saucède, T., Waters, J. & Gerard, K. (2021 in press): Is the southern crab *Halicarcinus planatus* (Fabricius, 1775) the next invader of Antarctica? *Global Change Biol.* in press.
- Lorenz, H. (1984): Reisebericht - Teil 2: Wissenschaftlicher Bericht über die Teilnahme an der 28. Sowjetischen Antarktisexpedition. Unveröffentl. Expeditionsbericht, Akademie der Wissenschaften, Potsdam.
- Lozoya, J.P., Rossi, F., Teixeira de Mello, F., Carrizo, D., Lacerot, G. & Lenzi, J. (2018): Beyond 62°S: Plastic litter on the coasts of King George Island, Antarctica. MICRO2018 International Conference. Lanzarote, Spain.
- Lumpe, P. & Weidinger, K. (2000): Distribution, numbers and breeding of birds at the northern ice-free areas of Nelson Island, South Shetland Islands, Antarctica, 1990-1992. *Mar. Ornithol.* 28, 41-46.
- Lusher, A.L., Hernandez-Milian, G., O'Brien, J., Berrow, S., O'Connor, I. & Officer, R. (2015): Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: The True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. *Environ. Pollut.* 199, 185-191.
- Lynch, H.J., Naveen, R. & Fagan, W.F. (2008): Censuses of penguin, Blue-eyed Shag *Phalacrocorax atriceps* and Southern Giant Petrel *Macronectes giganteus* populations on the Antarctic Peninsula, 2001-2007. *Mar. Ornithol.* 36, 83-97.
- Lynch, H.J., Fagan, W.F., Naveen, R., Trivelpiece, S.G. & Trivelpiece, W.Z. (2009): Timing of clutch initiation in *Pygoscelis* penguins on the Antarctic Peninsula: towards an improved understanding of off-peak census correction factors. *CCAMLR Sci.* 16, 149-165.
- Lynch, H.J., Fagan, W.F. & Naveen, R. (2010): Population trends and reproductive success at a frequently visited penguin colony on the western Antarctic Peninsula. *Polar Biol.* 33, 493-503.
- Lynch, H.J., Naveen, R., Trathan, P.N. & Fagan, W.F. (2012): Spatially integrated assessment reveals widespread changes in penguin populations on the Antarctic Peninsula. *Ecology* 93, 1367-1377.
- Lynnes, A.S., Reid, K. & Croxall, J.P. (2004): Diet and reproductive success of Adélie and chinstrap penguins: linking response of predators to prey population dynamics. *Polar Biol.* 27, 544-554.
- Macheret, Y.Y. & Moskalevsky, M.Y. (1999): Study of Lange Glacier on King George Island, Antarctica. *Annals of Glaciology* 29, 202-206.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. & Bazzaz, F.A. (2000): Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* 10, 689-710.

- MacLeod, M., Arp, H.P.H., Tekman, M.B. & Jahnke, A. (2021): The global threat from plastic pollution. *Science* 373, 61-65.
- Marchant, S. & Higgins, P.J. (1990): Handbook of Australia, New Zealand and Antarctic birds. Volume 1 Part A, Ratites to Petrels. Melbourne. Oxford University Press.
- McBride, M.M. (2019): Moving to the South Pole. *Nat. Clim. Change* 9, 90-91.
- McCarthy, A.H., Peck, L.S., Hughes, K.A. & Aldridge, D.C. (2019): Antarctica: The final frontier for marine biological invasions. *Global Change Biol.* 25, 2221-2241.
- McGraw, J.B. & Day, T.A. (1997): Size and characteristics of a natural seed bank in Antarctica. *Arct. Alp. Res.* 29, 213-216.
- McIntyre, T., Ansorge, I.J., Bornemann, H., Plotz, J., Tosh, C.A. & Bester, M.N. (2011): Elephant seal dive behaviour is influenced by ocean temperature: implications for climate change impacts on an ocean predator. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 441, 257-272.
- McIntyre, T., Bornemann, H., de Bruyn, P.J.N., Reisinger, R.P., Steinhage, D., Marquez, M.E.I. & Plötz, J. (2014): Environmental influences on the at-sea behaviour of a major consumer, *Mirounga leonina*, in a rapidly changing environment. *Polar Res.* 33, 23808.
- Meredith, M.P. & King, J.C. (2005): Rapid climate change in the ocean west of the Antarctic Peninsula during the second half of the 20th century. *Geophys. Res. Lett.* 32, L19604.
- Mestre, J., Authier, M., Cherel, Y., Harcourt, R., McMahon, C.R., Hindell, M.A., Charrassin, J.B. & Guinet, C. (2020): Decadal changes in blood $\delta^{13}C$ values, at-sea distribution, and weaning mass of southern elephant seals from Kerguelen Islands. *P. Roy. Soc. B – Biol. Sci.* 287, 20201544.
- Micol, T. & Jouventin, P. (2001): Long-term population trends in seven Antarctic seabirds at Pointe Geologie (Terre Adélie) - Human impact compared with environmental change. *Polar Biol.* 24, 175-185.
- Miller, A.K., Kappes, M.A., Trivelpiece, S.G. & Trivelpiece, W.Z. (2010): Foraging-Niche Separation of Breeding Gentoo and Chinstrap Penguins, South Shetland Islands, Antarctica. *Condor* 112, 683-695.
- Mojica Moncada, D.F., Cardenas, C., Mojica, J., Brondi, F., Barragán Barrera, D.C., Marangunic, C., Holland, D., Herrera, F. & Casassa, G. (2021): Study of the Lange Glacier and its impact due to temperature increase in Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Bulletin of Marine and Coastal Research* 50, 59-84.
- Molina-Montenegro, M.A., Torres-Díaz, C., Carrasco-Urra, F., González-Silvestre, L.A. & Gianoli, E. (2012): Phenotypic plasticity in two antarctic populations of *Colobanthus quitensis* (*Caryophyllaceae*) under a simulated global change scenario. *Gayana Bot.* 69, 152-160.
- Molina-Montenegro, M.A., Ricote-Martínez, N., Muñoz-Ramírez, C., Gómez-González, S., Torres-Díaz, C., Salgado-Luarte, C. & Gianoli, E. (2013): Positive interactions between the lichen *Usnea antarctica* (Parmeliaceae) and the native flora in Maritime Antarctica. *J Veg Sci* 24, 463-472.
- Molina-Montenegro, M.A., Bergstrom, D.M., Chwedorzewska, K.J., Convey, P. & Chown, S.L. (2019): Increasing impacts by Antarctica's most widespread invasive plant species as result of direct competition with native vascular plants. *Neobiota* 51, 19-40.
- Moncorps, S., Chapius, J.-L., Haubreux, D. & Bretagnolle, V. (1998): Diet of the brown skua *Catharacta skua lonnbergi* on the Kerguelen archipelago: comparisons between techniques and between islands. *Polar Biol.* 19, 9-16.
- Mönke, R. & Bick, A. (1988): Fachlicher Bericht über die Teilnahme der DDR-Biologengruppe an der 31. Sowjetischen Antarktisexpedition (SAE), Station "Bellingshausen", King-George-Island (Südshetland Inseln/Antarktis). Unveröffentl. Expeditionsbericht, Akademie der Wissenschaften, Potsdam.
- Mönke, R. & Bick, A. (1990): Vorkommen des Kuhreihers, *Bubulcus ibis* (L.), in der Antarktis. [Records of the Cattle Egret, *Bubulcus ibis* (L.) in the Antarctic.]. *Mitt. Zool. Mus. Suppl. Ann. Orn.* 14, 69-79.
- Montalti, D., Casaux, R., Coria, N., Soave, G. & Graña Grilli, M.G. (2009): The importance of fish in the diet of the South Polar Skua (*Stercorarius maccormicki*) at the South Shetland Islands, Antarctica. *Emu* 109, 305-309.

- Morét-Ferguson, S., Law, K.L., Proskurowski, G., Murphy, E.K., Peacock, E.E. & Reddy, C.M. (2010): The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 1873-1878.
- Moser, M.L. & Lee, D.S. (1992): A fourteen-year survey of plastic ingestion by western North Atlantic seabirds. *Colonial Waterbirds* 15, 83-94.
- Mougeot, F., Genevois, F. & Bretagnolle, V. (1998): Predation on burrowing petrels by the Brown Skua (*Catharacta skua lonnbergi*) at Mayes Island, Kerguelen. *J. Zool.* 244, 429-438.
- Müller-Schwarze, D. & Müller-Schwarze, C. (1975): A survey of twenty-four rookeries of pygoscelid penguins in the Antarctic Peninsula region. In: B. Stonehouse. *The biology of penguins*, London, 309-320.
- Munari, C., Infantini, V., Scoponi, M., Rastelli, E., Corinaldesi, C. & Mistri, M. (2017): Microplastics in the sediments of Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Mar. Pollut. Bull.* 122, 161-165.
- Nadler, T. & Mix, H. (1989): Fachlicher Bericht über die Teilnahme der DDR-Biologengruppe an der 32. Sowjetischen Antarktisexpedition, Station Bellingshausen, King George Island, Südshetland-Inseln. Unveröffentl. Expeditionsbericht, Akademie der Wissenschaften, Potsdam.
- Naveen, R., Lynch, H.J., Forrest, S., Mueller, T. & Polito, M. (2012): First direct, site-wide penguin survey at Deception Island, Antarctica, suggests significant declines in breeding chinstrap penguins. *Polar Biol.* 35, 1879-1888.
- Nel, D.C., Ryan, P.G., Crawford, R.J.M., Cooper, J. & Huyser, O.A.W. (2002): Population trends of albatrosses and petrels at sub-Antarctic Marion Island. *Polar Biol.* 25, 81-89.
- Nelms, S.E., Galloway, T.S., Godley, B.J., Jarvis, D.S. & Lindeque, P.K. (2018): Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators. *Environ. Pollut.* 238, 999-1007.
- Nevitt, G. (1999): Olfactory foraging in Antarctic seabirds: a species-specific attraction to krill odors. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 177, 235-241.
- Nevitt, G.A., Veit, R.R. & Kareiva, P. (1995): Dimethyl Sulphide as a Foraging Cue for Antarctic Procellariiform Seabirds. *Nature* 376, 680-682.
- Nevitt, G.A., Losekoot, M. & Weimerskirch, H. (2008): Evidence for olfactory search in wandering albatross, *Diomedea exulans*. *P Natl Acad Sci USA* 105, 4576-4581.
- Nicol, S., Pauly, T., Bindoff, N.L., Wright, S., Thiele, D., Hosie, G.W., Strutton, P.G. & Woehler, E.J. (2000): Ocean circulation off east Antarctica affects ecosystem structure and sea-ice extent. *Nature* 406, 504-507.
- Nikolaev, V.A. (1975): Journey to the King George Island (Antarctica) (in russ.). *Botaniceski Journal* 60, 1031-1043.
- Nimon, A.J. (1997): Gentoo penguin (*Pygoscelis papua*) responses to tourist and other disturbances in Antarctica, PhD Thesis, University of Cambridge, 189.
- Nishikawa, J., Naganobu, M., Ichii, T., Ishii, H., Terazaki, M. & Kawaguchi, K. (1995): Distribution of salps near the South Shetland Islands during austral summer, 1990-1991 with special reference to krill distribution. *Polar Biol.* 15, 31-39.
- Nordt, A. (2009): The transgenerational transfer of plastic particles in a small seabird. 7th Conference of the European Ornithologists' Union. Zurich, Switzerland.
- Odening, K. & Bannasch, R. (1980): Fachlicher Bericht über die Teilnahme der 1. Biologengruppe der DDR an der 25. Sowjetischen Antarktisexpedition (SAE), sowjetische Station Bellingshausen auf King George (Waterloo), Südshetlandinseln. Unveröffentl. Expeditionsbericht, Akademie der Wissenschaften, Potsdam.
- Oliva, M., Navarro, F., Hrbáček, F., Hernandez, A., Nyvlt, D., Pereira, P., Ruiz-Fernández, J. & Trigo, R. (2017): Recent regional climate cooling on the Antarctic Peninsula and associated impacts on the cryosphere. *Sci. Total Environ.* 580, 210-223.
- Oosthuizen, H.W., Krüger, L., Jouanneau, W. & Lowther, A.D. (2020): Unmanned aerial vehicle (UAV) survey of the Antarctic shag (*Leucocarbo bransfieldensis*) breeding colony at Harmony Point, Nelson Island, South Shetland Islands. *Polar Biol.* 43, 187-191.
- World Meteorological Organization (2021): WMO verifies one temperature record for Antarctic continent and rejects another. <https://public.wmo.int/en/media/press-release/wmo->

- verifies-one-temperature-record-antarctic-continent-and-rejects-another. Zugriff am 01.07.2021.
- Osman, L.P., Hucke-Gaete, R., Moreno, C.A. & Torres, D. (2004): Feeding ecology of Antarctic fur seals at Cape Shirreff, South Shetlands, Antarctica. *Polar Biol.* 27, 92-98.
- Osmanoglu, B., Braun, M., Hock, R. & Navarro, F.J. (2013): Surface velocity and ice discharge of the ice cap on King George Island, Antarctica. *Annals of Glaciology* 54, 111-119.
- Osyczka, P. (2010): Alien lichens unintentionally transported to the "Arctowski" station (South Shetlands, Antarctica). *Polar Biol.* 33, 1067-1073.
- Ozheredova, I.P., Parnikoza, I., Poronnik, O.O. & Kunakh, V. (2015): The mechanisms of Antarctic vascular plants adaptation to abiotic environmental factors. *Cytol Genet* 49, 139-145.
- Pacoureaux, N., Gaget, E., Delord, K. & Barbraud, C. (2019): Prey remains of brown skua is evidence of the long-term decline in burrow occupancy of blue petrels and thin-billed prions at Mayes Island, Kerguelen. *Polar Biol.* 42, 1873-1879.
- Pakhomov, E.A., Froneman, P.W. & Perissinotto, R. (2002): Salp/krill interactions in the Southern Ocean: spatial segregation and implications for the carbon flux. *Deep Sea Res. (II Top. Stud. Oceanogr.)* 49, 1881-1907.
- Park, B.K., Chang, S.K., Yoon, H.I. & Chung, H. (1998): Recent retreat of ice cliffs, King George Island, South Shetland Islands, Antarctic Peninsula. *Annals of Glaciology* 27, 633-635.
- Park, J.S., Ahn, I.Y. & Lee, E.J. (2013): Spatial Distribution Patterns of the Antarctic Hair Grass *Deschampsia antarctica* in Relation to Environmental Variables on Barton Peninsula, King George Island. *Arctic Antarctic and Alpine Research* 45, 563-574.
- Parnikoza, I., Convey, P., Dykyyz, I., Trokhymets, V., Milinevsky, G., Tyschenko, O., Inozemtseva, D. & Kozeretska, I. (2009): Current status of the Antarctic herb tundra formation in the Central Argentine Islands. *Global Change Biol.* 15, 1685-1693.
- Parnikoza, I., Dykyy, I., Ivanets, V., Kozeretska, I., Kunakh, V., Rozhok, A., Ochyra, R. & Convey, P. (2012): Use of *Deschampsia antarctica* for nest building by the kelp gull in the Argentine Islands area (maritime Antarctica) and its possible role in plant dispersal. *Polar Biol.* 35, 1753-1758.
- Parnikoza, I., Rozhok, A., Convey, P., Veselski, M., Esefeld, J., Ochyra, R., Mustafa, O., Braun, C., Peter, H.-U., Smykla, J., Kunakh, V. & Kozeretska, I. (2018): Spread of Antarctic vegetation by the kelp gull: comparison of two maritime Antarctic regions. *Polar Biol.* 41, 1143-1155.
- Pascoe, P., McInnes, J.C., Lashko, A., Robinson, S., Achurch, H., Salton, M., Alderman, R. & Carmichael, N. (2020): Trends in gentoo penguin (*Pygoscelis papua*) breeding population size at Macquarie Island. *Polar Biol.* 43, 877-886.
- Pasik, M., Bakula, K., Różycki, S., Ostrowski, W., Kowalska, M.E., Fijałkowska, A., Rajner, M., Łapiński, S., Sobota, I., Kejna, M. & Osińska-Skotak, K. (2021): Glacier Geometry Changes in the Western Shore of Admiralty Bay, King George Island over the Last Decades. *Sensors* 21, 1532.
- Patterson, D.L. & Hunter, S. (2000): Giant petrel *Macronectes* spp. band recovery analysis from the International Giant Petrel Banding Project, 1988/89. *Mar. Ornithol.* 28, 69-74.
- Patterson, D.L., Woehler, E., Croxall, J., Cooper, J., Poncet, S., Peter, H.-U., Hunter, S. & Fraser, W.R. (2008): Breeding distribution and population status of the northern giant petrel *Macronectes halli* and the southern giant petrel *M. giganteus*. *Mar. Ornithol.* 36, 115-124.
- Peeken, I., Primpke, S., Beyer, B., Gutermann, J., Katlein, C., Krumpfen, T., Bergmann, M., Hehemann, L. & Gerdt, G. (2018): Arctic sea ice is an important temporal sink and means of transport for microplastic. *Nature Communications* 9,
- Pereira de Albuquerque, M., Victoria, F.C., Schunemann, A.L., Putzke, J., Gunski, R.J., Seibert, S., Petry, M.V. & Pereira, A.B. (2012): Plant Composition of Skuas Nests at Hennequin Point, King George Island, Antarctica. *American Journal of Plant Sciences* 3, 688-692.
- Perissinotto, R. & Pakhomov, E. (1998): The trophic role of the tunicate *Salpa thompsoni* in the Antarctic marine ecosystem. *J. Mar. Syst.* 17, 361-374.

- Perold, V., Schoombie, S. & Ryan, P.G. (2020): Decadal changes in plastic litter regurgitated by albatrosses and giant petrels at sub-Antarctic Marion Island. *Mar. Pollut. Bull.* 159, 111471.
- Peter, H.-U., Kaiser, M. & Gebauer, A. (1988): Untersuchungen an Vögeln und Robben auf King George Island (South Shetland Islands, Antarktis). Geodätische und geophysikalische Veröffentlichungen Reihe 1 - 14, 1-127.
- Peter, H.-U., Bannasch, R., Bick, A., Gebauer, A., Kaiser, M., Mönke, R. & Zippel, D. (1989): Bestand und Reproduktion ausgewählter antarktischer Vögel und Robben im Südwestteil von King George Island. *Wissenschaftliche Zeitschrift Universität Jena Naturwissenschaftliche Reihe* 38, 647-659.
- Peter, H.-U., Kaiser, M. & Gebauer, A. (1990): Ecological and morphological investigations on South Polar Skuas (*Catharacta maccormicki*) and Brown Skuas (*Catharacta skua lonnbergi*) on Fildes Peninsula, King George Island, South Shetland Islands. *Zoologisches Jahrbuch Systematik* 117, 201-218.
- Peter, H.-U., Kaiser, M. & Gebauer, A. (1991): Breeding ecology of the Southern Giant Petrels *Macronectes giganteus* on King George Island, South Shetland Islands, Antarctic. *Zoologisches Jahrbuch Systematik* 118, 465-477.
- Peter, H.-U., Büßer, C., Mustafa, O. & Pfeiffer, S. (2008): Evaluierung des Gefährdungsgrades der Gebiete Fildes Peninsula und Ardley Island und Entwicklung der Managementpläne zur Ausweisung als besonders geschützte oder verwaltete Gebiete. Im Auftrag des Umweltbundesamts, Texte 09/2008, Dessau-Roßlau.
- Peter, H.-U., Braun, C., Janowski, S., Nordt, A., Nordt, A. & Stelter, M. (2013): Aktuelle Umweltsituation und Vorschläge zum Management der Fildes Peninsula Region. Im Auftrag des Umweltbundesamts, Texte 02/2013, Dessau-Roßlau.
- Petersen, E., Krüger, L. & Petry, M.V. (2011): Responses of an Antarctic Kelp Gull *Larus dominicanus* reproductive population to climate change. INCT-APA Annual Activity Report.
- Petersen, E.D., Krüger, L., Dezeveski, A., Petry, M. & Montone, R.C. (2016): Incidence of plastic debris in Sooty Tern nests: A preliminary study on Trindade Island, a remote area of Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 105, 373-376.
- Petry, M.V., Basler, A.B., Valls, F.C.L. & Krüger, L. (2013): New southerly breeding location of king penguins (*Aptenodytes patagonicus*) on Elephant Island (Maritime Antarctic). *Polar Biol.* 36, 603-606.
- Petry, M.V., Valls, F.C.L., Petersen, E.S., Krüger, L., Piuco, R.D. & Dos Santos, C.R. (2016): Breeding sites and population of seabirds on Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Polar Biol.* 39, 1343-1349.
- Petry, M.V. & Benemann, V.R.F. (2017): Ingestion of marine debris by the White-chinned Petrel (*Procellaria aequinoctialis*): Is it increasing over time off southern Brazil? *Mar. Pollut. Bull.* 117, 131-135.
- Petry, M.V., Valls, F., Petersen, E., Finger, J.V.G. & Krüger, L. (2018): Population trends of seabirds at Stinker Point, Elephant Island, Maritime Antarctica. *Antarct. Sci.* 30, 220-226.
- Petsch, C., Rosa, K.K., Vieira, R., Braun, M.H., Costa, R.M. & Simões, J.C. (2020): The effects of climatic change on glacial, proglacial and paraglacial systems at Collins Glacier, King George Island, Antarctica, from the end of the Little Ice Age to the 21st century. *Investigaciones Geográficas* 103, e60153.
- Pfeifer, C., Barbosa, A., Mustafa, A., Peter, H.-U., Brenning, A. & Rümmler, M.-C. (2019): Using Fixed-Wing UAV for Detecting and Mapping the Distribution and Abundance of Penguins on the South Shetlands Islands, Antarctica. *Drones* 3, 39.
- Pfeifer, C., Rümmler, M.-C. & Mustafa, O. (2021): Assessing colonies of Antarctic shags by unmanned aerial vehicle (UAV) at South Shetland Islands, Antarctica. *Antarct. Sci.* 33, 133-149.
- Pfeiffer, S. & Peter, H.-U. (2003): Umsetzung des Umweltschutzprotokoll-Ausführungsgesetzes (AUG), Teilvorhaben 3: Bestandsaufnahme und Managementpläne für zwei touristisch genutzte Gebiete der Antarktis. Im Auftrag des Umweltbundesamts.

- Pfeiffer, S. & Peter, H.-U. (2004): Ecological studies toward the management of an Antarctic tourist landing site (Penguin Island, South Shetland Islands). *Polar Rec.* 40, 345-353.
- Pfeiffer, S. (2005): Effects of Human Activities on Southern Giant Petrels and Skuas in the Antarctic, PhD Thesis, Universität Jena.
- Pfeiffer, S., Buesser, C., Mustafa, O. & Peter, H.-U. (2007): Tourism Growth and Proposed Management Solutions in the Fildes Peninsula Region (King George Island, Antarctica). *Tourism in Marine Environments* 4, 151-165.
- Phillips, R.A., Caldow, R.W.G. & Furness, R.W. (1996): The influence of food availability on the breeding effort and reproductive success of Arctic Skuas *Stercorarius parasiticus*. *Ibis* 138, 410-419.
- Phillips, R.A., Furness, R.W. & Stewart, F.M. (1998): The influence of territory density on the vulnerability of Arctic skuas *Stercorarius parasiticus* to predation. *Biol. Conserv.* 86, 21-31.
- Phillips, R.A., Ridley, C., Reid, K., Pugh, P.J.A., Tuck, G.N. & Harrison, N. (2010): Ingestion of fishing gear and entanglements of seabirds: Monitoring and implications for management. *Biol. Conserv.* 143, 501-512.
- Phillips, R.A., Silk, J.R.D., Massey, A. & Hughes, K.A. (2019): Surveys reveal increasing and globally important populations of south polar skuas and Antarctic shags in Ryder Bay (Antarctic Peninsula). *Polar Biol.* 42, 423-432.
- Phillips, R.A. & Waluda, C.M. (2020): Albatrosses and petrels at South Georgia as sentinels of marine debris input from vessels in the southwest Atlantic Ocean. *Environ. Int.* 136, 105443.
- Piatt, J.F., Sydeman, W.J. & Browman, H.I. (2007): Seabirds as indicators of marine ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 352, 199-309.
- Pickett, E.P., Fraser, W.R., Patterson-Fraser, D.L., Cimino, M.A., Torres, L.G. & Friedlaender, A.S. (2018): Spatial niche partitioning may promote coexistence of *Pygoscelis* penguins as climate-induced sympatry occurs. *Ecology and Evolution* 8, 9764-9778.
- Pierce, K.E., Harris, R.J., Larned, I.S. & Pokras, M.A. (2004): Obstruction and starvation associated with plastic ingestion in a Northern gannet *Morus bassanus* and a Greater shearwater *Puffinus gravis*. *Mar. Ornithol.* 32, 187-189.
- Pietz, P.J. (1987): Feeding and nesting ecology of sympatric South Polar and Brown skuas. *The Auk* 104, 617-627.
- Pina, P., Heleno, S. & Vieira, G. (2017): From UAV to satellites in Antarctica: Integrating multiscale imagery to improve vegetation mapping. IPA Ibérico. Mieres, Spain.
- Pinkerton, M.H., Boyd, P.W., Deppeler, S., Hayward, A., Hofer, J. & Moreau, S. (2021): Evidence for the Impact of Climate Change on Primary Producers in the Southern Ocean. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9, 592027.
- Plenzler, J., Budzik, T., Puczko, D. & Bialik, R.J. (2019): Climatic conditions at Arctowski Station (King George Island, West Antarctica) in 2013–2017 against the background of regional changes. *Polish Polar Research* 40, 1-27.
- Plum, C., Hillebrand, H. & Moorthi, S. (2020): Krill vs salps: dominance shift from krill to salps is associated with higher dissolved N:P ratios. *Scientific Reports* 10, 5911.
- Poland (2021): Non-native species *Trichocera maculipennis* (Diptera) eradication from Arctowski Polish Antarctic Station, Western Shore of Admiralty Bay, King George Island, South Shetland Islands – update 2020/2021. ATCM XLIII. Paris. IP088.
- Poli, C., Mesquita, D.O., Saska, C. & Mascarenhas, R. (2015): Plastic ingestion by sea turtles in Paraíba State, Northeast Brazil. *Iheringia Ser Zool* 105, 265-270.
- Polito, M.J., Trivelpiece, W.Z., Patterson, W.P., Karnovsky, N.J., Reiss, C.S. & Emslie, S.D. (2015): Contrasting specialist and generalist patterns facilitate foraging niche partitioning in sympatric populations of *Pygoscelis* penguins. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 519, 221-237.
- Poncet, S., Wolfaardt, A.C., Barbraud, C., Reyes-Arriagada, R., Black, A., Powell, R.B. & Phillips, R.A. (2020): The distribution, abundance, status and global importance of giant petrels (*Macronectes giganteus* and *M. halli*) breeding at South Georgia. *Polar Biol.* 43, 17-34.

- Popov, L.P. (1977): Kergelenskij juznyj morskoj kotik o. King-Dzordz. Inform. Bjull. Sov. Antarkt. Eksped. 96, 66-71.
- Potocka, M. & Krzemińska, E. (2018): *Trichocera maculipennis* (Diptera) - an invasive species in Maritime Antarctica. PeerJ 6, e5408.
- Potocka, M., Krzemińska, E., Gromadka, R., Gawor, J. & Kocot-Zalewska, J. (2020): Molecular identification of *Trichocera maculipennis*, an invasive fly species in the Maritime Antarctic. Mol. Biol. Rep. 47, 6379-6384.
- Provencher, J.F., Bond, A.L., Avery-Gomm, S., Borrelle, S.B., Rebolledo, E.L.B., Hammer, S., Kühn, S., Lavers, J.L., Mallory, M.L., Trevail, A. & van Franeker, J.A. (2017): Quantifying ingested debris in marine megafauna: a review and recommendations for standardization. Analytical Methods 9, 1454-1469.
- Provencher, J.F., Vermaire, J.C., Avery-Gomm, S., Braune, B.M. & Mallory, M.L. (2018): Garbage in guano? Microplastic debris found in faecal precursors of seabirds known to ingest plastics. Sci. Total Environ. 644, 1477-1484.
- Provencher, J.F., Ammendolia, J., Rochman, C.M. & Mallory, M.L. (2019): Assessing plastic debris in aquatic food webs: what we know and don't know about uptake and trophic transfer. Environ. Rev. 27, 304-317.
- Prowaznik, D. (2019): Natural and anthropogenic content in skua food remains - An Investigation of pellets and excrements from *C. maccormicki* and *C. antarctica lonnbergi* on Fildes Peninsula, King George Island, Master Thesis, Friedrich-Schiller-Universität Jena.
- Pudełko, R., Angiel, P.J., Potocki, M., Jędrejek, A. & Kozak, M. (2018): Fluctuation of Glacial Retreat Rates in the Eastern Part of Warszawa Icefield, King George Island, Antarctica, 1979-2018. Remote Sens-Basel 10, 872.
- Quer, S. & Gilbert, L. (2018): Plastic in Great Skua Diet. Project: Early implications of the fishery discard ban on great skua diet.
- Quillfeldt, P. & Peter, H.-U. (2000): Provisioning and growth in chicks of Wilson's storm-petrels (*Oceanites oceanicus*) on King George Island, South Shetland Islands. Polar Biol. 23, 817-824.
- Quintana, F., Punta, G., Copello, S. & Yorio, P. (2006): Population status and trends of Southern Giant Petrels (*Macronectes giganteus*) breeding in north Patagonia, Argentina. Polar Biol. 30, 53-59.
- Quintana, R.D. & Travaini, A. (2000): Characteristics of nest sites of skuas and Kelp Gull in the Antarctic Peninsula. J. Field Ornithol. 71, 236-249.
- Quintana, R.D., Cirelli, V. & Benitez, O. (2001): Nest materials of skuas (*Catharacta* spp.) and kelp gulls (*Larus dominicanus*) at Cierva Point, Antarctic Peninsula. Notornis 48, 235-241.
- Rakusa-Suszczewski, S. (2002): King George Island - South Shetland Islands, Maritime Antarctic. In: L. Beyer, Bölker, M. Ecological Studies, Springer, Berlin, Heidelberg, 23-39.
- Ratcliffe, N. & Trathan, P. (2011): A review of the diet and at-sea distribution of penguins breeding within the CAMLR Convention Area. CCAMLR Sci. 18, 75-114.
- Ratcliffe, N., Deagle, B., Love, K., Polanowski, A., Fielding, S., Wood, A.G., Hill, S., Grant, S., Belchier, M., Fleming, A. & Hall, J. (2021): Changes in prey fields increase the potential for spatial overlap between gentoo penguins and a krill fishery within a marine protected area. Divers. Distrib. 27, 552-563.
- Rauschert, M., Zippel, D. & Gruner, M. (1987): Reisebericht - Teil 2: Fachlicher Bericht über die Teilnahme der Biologengruppe der DDR an der 30. Sowjetischen Antarktisexpedition (SAE), Station "Bellingshausen", King George Island (Südshetlandinseln/Antarktis). unveröffentl. Expeditionsbericht, Akademie der Wissenschaften, Potsdam.
- Rawlence, N.J., Salis, A.T., Spence, H.G., Waters, J.M., Scarsbrook, L., Philips, R.A., Calderón, L., Cook, T.R., Bost, C.A., Dutoit, L., King, T.M., Masello, J.F., Nupen, L.J., Quillfeldt, P., Ratcliffe, N., Ryan, P.G., Till, C.E. & Kennedy, M. (preprint): Rapid radiation of Southern Ocean shags in response to receding sea ice.
- Reed, S., Clark, M., Thompson, R. & Hughes, K.A. (2018): Microplastics in marine sediments near Rothera Research Station, Antarctica. Mar. Pollut. Bull. 133, 460-463.

- Reid, K. & Croxall, J.P. (2001): Environmental response of upper trophic-level predators reveals a system change in an Antarctic marine ecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London Series B* 268, 377-384.
- Reid, T. & Huin, N. (2005): Census of the Southern Giant-Petrel Population of the Falkland Islands Falklands Conservation.
- Reid, T.A. & Huin, N. (2008): Census of the Southern Giant Petrel population of the Falkland Islands 2004/2005. *Bird Conservation International* 18, 118-128.
- Reinhardt, K. (1997): Nahrung und Fütterung antarktischer Raubmöwen *Catharacta antarctica lonnbergi* und *C. maccormicki*. *Journal für Ornithologie* 138, 199-213.
- Reinhardt, K., Hahn, S., Peter, H.-U. & Wemhoff, H. (2000): A review of the diets of Southern Hemisphere skuas. *Mar. Ornithol.* 28, 7-19.
- Reis, A.O.D., Costa, E.S., Torres, J.P.M. & Alves, M.A.S. (2021): Pellets and Prey Remains as Indicators of the Diet of Two Sympatric Skuas (Aves: Stercorariidae) on King George Island, Antarctica. *Oecologia Australis* 25, 674-684.
- Remedios-De León, M., Hughes, K.A., Morelli, E. & Convey, P. (2021): International Response under the Antarctic Treaty System to the Establishment of A Non-native Fly in Antarctica. *Environ. Manage.* 67, 1043-1059.
- Republic of Korea (2008): Proposal for a new Antarctic Specially Protected Area at Narębski Point, Barton Peninsula, King George Island. ATCM XXXI. Kyiv. WP003.
- Republic of Korea (2011): Fauna Survey of the ASPA 171 Narębski Point, ASPA 150 Ardley Island and ASPA 132 Potter Peninsula in 2010-11. ATCM XXXIV. Buenos Aires. IP115.
- Republic of Korea (2014): Monitoring and Management Report of Narębski Point (ASPA No. 171) during the past 5 years (2009-2014). ATCM XXXVII. Brasilia. BP07.
- Republic of Korea, United Kingdom, Chile & Uruguay (2016): Non-native flies in sewage treatment plants on King George Island, South Shetland Islands. ATCM XXXIX. Santiago. WP052.
- Republic of Korea, Uruguay, Chile & United Kingdom (2017): Inter-Parties' Action Plan to Manage the Non-Native Flies in King George Island, South Shetland Islands. ATCM XL. Beijing. WP026.
- Republic of Korea (2019): Revised Management Plan for Antarctic Specially Protected Area No. 171, Narębski Point, Barton Peninsula, King George Island. ATCM XLII. Prague. WP016.
- Reusch, K., Suárez, N., Ryan, P.G. & Pichegru, L. (2020): Foraging movements of breeding Kelp Gulls in South Africa. *Mov Ecol* 8,
- Rignot, E., Mouginot, J., Morlighem, M., Seroussi, H. & Scheuchl, B. (2014): Widespread, rapid grounding line retreat of Pine Island, Thwaites, Smith, and Kohler glaciers, West Antarctica, from 1992 to 2011. *Geophys. Res. Lett.* 41, 3502-3509.
- Rios, L.M., Moore, C. & Jones, P.R. (2007): Persistent organic pollutants carried by Synthetic polymers in the ocean environment. *Mar. Pollut. Bull.* 54, 1230-1237.
- Roberts, P., Newsham, K.K., Bardgett, R.D., Farrar, J.F. & Jones, D.L. (2009): Vegetation cover regulates the quantity, quality and temporal dynamics of dissolved organic carbon and nitrogen in Antarctic soils. *Polar Biol.* 32, 999-1008.
- Roberts, S.J., Monien, P., Foster, L.C., Loftfield, J., Hocking, E.P., Schnetger, B., Pearson, E.J., Juggins, S., Fretwell, P., Ireland, L., Ochyra, R., Haworth, A.R., Allen, C.S., Moreton, S.G., Davies, S.J., Brumsack, H.-J., Bentley, M.J. & Hodgson, D.A. (2017): Past penguin colony responses to explosive volcanism on the Antarctic Peninsula. *Nature Communications* 8, 14914.
- Robinson, S.A., Wasley, J. & Tobin, A.K. (2003): Living on the edge – plants and global change in continental and maritime Antarctica. *Global Change Biol.* 9, 1681-1717.
- Rochman, C.M., Browne, M.A., Underwood, A.J., van Franeker, J.A., Hompson, R.C.T. & Amaral-Zettler, L.A. (2016): The ecological impacts of marine debris: unraveling the demonstrated evidence from what is perceived. *Ecology* 97, 302-312.
- Rochman, C.M., Brookson, C., Bikker, J., Djuric, N., Earn, A., Bucci, K., Athey, S., Huntington, A., McIlwraith, H., Munno, K., De Frond, H., Kolomijeca, A., Erdle, L., Grbic, J., Bayoumi, M., Borrelle, S.B., Wu, T.N., Santoro, S., Werbowski, L.M., Zhu, X., Giles, R.K., Hamilton, B.M., Thaysen, C., Kaura, A., Klasios, N., Ead, L., Kim, J., Sherlock, C., Ho, A. & Hung, C. (2019):

- Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. *Environ. Toxicol. Chem.* 38, 703-711.
- Rodríguez, A., Rodríguez, B. & Carrasco, M.N. (2012): High prevalence of parental delivery of plastic debris in Cory's shearwaters (*Calonectris diomedea*). *Mar. Pollut. Bull.* 64, 2219-2223.
- Rodríguez, A., Ramirez, F., Carrasco, M.N. & Chiaradia, A. (2018): Seabird plastic ingestion differs among collection methods: Examples from the short-tailed shearwater. *Environ. Pollut.* 243, 1750-1757.
- Roman, L., Paterson, H., Townsend, K.A., Wilcox, C., Hardesty, B.D. & Hindell, M.A. (2019): Size of marine debris items ingested and retained by petrels. *Mar. Pollut. Bull.* 142, 569-575.
- Romero, V. & Tirira, D.G. (2017): Leucistic Antarctic fur seal (*Arctocephalus gazella*) at Robert Island, South Shetland Islands, Antarctica, with a note on colour morph nomenclature. *Polar Biol.* 40, 1893-1897.
- Rosa, K.K., Viera, R., Fernandez, G., Mendes, C.W.J., Velho, L.F. & Simões, J.C. (2015): Recent changes in the Wanda glacier, King George Island, Antarctica. *Pesquisas em Geociencias* 42, 187-196.
- Rosa, K.K., Perondi, C., Veettil, B.K. & Auger, J.D. (2020): Contrasting responses of land-terminating glaciers to recent climate variations in King George Island, Antarctica. *Antarct. Sci.* 32, 398-407.
- Rosciano, N.G., Polito, M.J. & Raya Rey, A.N. (2016): Do penguins share? Evidence of foraging niche segregation between but not within two sympatric, central-place foragers. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 548, 249-262.
- Rückamp, M., Braun, M., Suckro, S. & Blindow, N. (2011): Observed glacial changes on the King George Island ice cap, Antarctica, in the last decade. *Global Planet. Change* 79, 99-109.
- Ruhland, C.T. & Krna, M.A. (2010): Effects of salinity and temperature on *Deschampsia antarctica*. *Polar Biol.* 33, 1007-1012.
- Ryan, P.G. (1987a): The Incidence and Characteristics of Plastic Particles Ingested by Seabirds. *Mar. Environ. Res.* 23, 175-206.
- Ryan, P.G. (1987b): The Effects of Ingested Plastic on Seabirds - Correlations between Plastic Load and Body Condition. *Environ. Pollut.* 46, 119-125.
- Ryan, P.G. & Fraser, M.W. (1988): The Use of Great Skua Pellets as Indicators of Plastic Pollution in Seabirds. *Emu* 88, 16-19.
- Ryan, P.G. & Moloney, C.L. (1991): Prey Selection and Temporal Variation in the Diet of Sub-Antarctic Skuas at Inaccessible Island, Tristan-Da-Cunha. *Ostrich* 62, 52-58.
- Ryan, P.G. (2008): Seabirds indicate changes in the composition of plastic litter in the Atlantic and south-western Indian Oceans. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 1406-1409.
- Ryan, P.G., Jones, M.G.W., Dyer, B.M., Upfold, L. & Crawford, R.J.M. (2009a): Recent population estimates and trends in numbers of albatrosses and giant petrels breeding at the sub-Antarctic Prince Edward Islands. *Afr. J. Mar. Sci.* 31, 409-417.
- Ryan, P.G., Whittington, P.A. & Crawford, R.J.M. (2009b): A tale of two islands: contrasting fortunes for Subantarctic skuas at the Prince Edward Islands. *Afr. J. Mar. Sci.* 31, 431-437.
- Ryan, P.G. (2015): How quickly do albatrosses and petrels digest plastic particles? *Environ. Pollut.* 207, 438-440.
- Ryan, P.G. (2016): Ingestion of Plastics by Marine Organisms. In: H. Takada, Karapanagioti, H.K. Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment, Springer, Berlin, Heidelberg, 1-32.
- Ryan, P.G., Dilley, B.J., Ronconi, R.A. & Connan, M. (2019): Rapid increase in Asian bottles in the South Atlantic Ocean indicates major debris inputs from ships. *P Natl Acad Sci USA* 116, 20892-20897.
- Saéz Delgado, P., Rivera, B.K., Ramírez, C.F., Vallejos, V.F., Cavieres, L.A., Corcuera, L.J. & Bravo, L.A. (2019): Effects of temperature and water availability on light energy utilization in photosynthetic processes of *Deschampsia antarctica*. *Physiologia Plantarum* 165, 511-523.

- Salas, L., Nur, N., Ainley, D., Burns, J., Rotella, J. & Ballard, G. (2017): Coping with the loss of large, energy-dense prey: A potential bottleneck for Weddell Seals in the Ross Sea. *Ecol. Appl.* 27, 10-25.
- Salwicka, K. & Rakusa-Suszczewski, S. (2002): Long-term monitoring of Antarctic pinnipeds in Admiralty Bay (South Shetlands, Antarctica). *Acta Theriologica* 47, 443-457.
- Sancho, L.G., Pintado, A., Navarro, F., Ramos, M., de Pablo, M.A., Blanquer, J.M., Raggio, J., Valladares, F. & Green, T.G.A. (2017): Recent Warming and Cooling in the Antarctic Peninsula Region has Rapid and Large Effects on Lichen Vegetation. *Scientific Reports* 7, 5689.
- Sander, M., Carneiro, A.P.B., Balbao, T.C., Bays, S.R., Costa, E.S., Mascarello, N.E., Oliva, T.S. & dos Santos, C.R. (2005): Status and Trends of Antarctic Seabirds at Admiralty Bay, King George Island. *Polarforschung* 75, 145-150.
- Sander, M., Carneiro, A.P.B., Mascarello, N.E., dos Santos, C.R., Costa, E.S. & Balbao, T.C. (2006): Distribution and status of the kelp gull, *Larus dominicanus* Lichtenstein (1823), at Admiralty Bay, King George Island, South Shetland, Antarctica. *Polar Biol.* 29, 902-904.
- Sander, M., Costa, E.S., Balbao, T.C., Carneiro, A.P.B. & dos Santos, C.R. (2009): Debris recorded in ice free areas of an Antarctic Specially Managed Area (ASMA): Admiralty bay, King George Island, Antarctic Peninsula. *Neotropical Biology and Conservation* 4, 36-39.
- Santos, R.G., Andrades, R., Fardim, L.M. & Martins, A.S. (2016): Marine debris ingestion and Thayer's law - The importance of plastic color. *Environ. Pollut.* 214, 585-588.
- Santos, R.G., Machovsky-Capuska, G.E. & Andrades, R. (2021): Plastic ingestion as an evolutionary trap: Toward a holistic understanding. *Science* 373, 56-+.
- Savoca, M.S. & Nevitt, G.A. (2014): Evidence that dimethyl sulfide facilitates a tritrophic mutualism between marine primary producers and top predators. *P. Natl. Acad. Sci. USA* 111, 4157-4161.
- Savoca, M.S., Wohlfeil, M.E., Ebeler, S.E. & Nevitt, G.A. (2016): Marine plastic debris emits a keystone infochemical for olfactory foraging seabirds. *Sci. Adv.* 2,
- SCAR-EGS (2008): Scientific Committee for Antarctic Research – Expert Group on Seals Report.
- SCAR (1992): Status and trends of Antarctic and Subantarctic seabirds. Report 11th Symp. Sci. Com. Hobart.
- SCAR (2018): Environmental Code of Conduct for Terrestrial Scientific Field Research in Antarctica. ATCM XLI. Buenos Aires. Annex to Resolution 5.
- Schofield, O., Ducklow, H.W., Martinson, D.G., Meredith, M.P., Moline, M.A. & Fraser, W.R. (2010): How Do Polar Marine Ecosystems Respond to Rapid Climate Change? *Science* 328, 1520-1523.
- Schrimpf, M., Naveen, R. & Lynch, H.J. (2018): Population status of the Antarctic shag *Phalacrocorax (atriceps) bransfieldensis*. *Antarct. Sci.* 30, 1-9.
- Schultz, H., Chang, K.V., Bury, S.J., Gaskett, A.C., Dennis, T.E., Ismar-Rebitz, S.M.H., Southey, I., Hohnhold, R.J. & Millar, C.D. (2021): Sex-specific foraging of an apex predator puts females at risk of human-wildlife conflict. *J. Anim. Ecol.* 90, 1776-1786.
- Schulz, U.H., Krüger, L. & Petry, M.V. (2014): Southern Giant Petrel *Macronectes giganteus* Nest Attendance Patterns Under Extreme Weather Conditions. *Zool. Sci.* 31, 501-506.
- Schuster, K.C. (2010): Impact of Human and Other Disturbance on Behaviour and Heart Rate of Incubating Adélie Penguins (*Pygoscelis adeliae*), PhD Thesis, Philips-Universität Marburg, 528.
- Schuyler, Q., Hardesty, B.D., Wilcox, C. & Townsend, K. (2012): To Eat or Not to Eat? Debris Selectivity by Marine Turtles. *Plos One* 7, e40884.
- Schuyler, Q.A., Wilcox, C., Townsend, K., Hardesty, B.D. & Marshall, N.J. (2014): Mistaken identity? Visual similarities of marine debris to natural prey items of sea turtles. *BMC Ecol.* 14, 14.
- Seif, S., Provencher, J.F., Avery-Gomm, S., Daoust, P.-Y., Mallory, M.L. & Smith, P.A. (2018): Plastic and Non-plastic Debris Ingestion in Three Gull Species Feeding in an Urban Landfill Environment. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 74, 349-360.

- Selley, H.L., Hogg, A.E., Cornford, S., Dutrieux, P., Shepherd, A., Wuite, J., Floricioiu, D., Kusk, A., Nagler, T., Gilbert, L., Slater, T. & Kim, T.W. (2021): Widespread increase in dynamic imbalance in the Getz region of Antarctica from 1994 to 2018. *Nature Communications* 12, 1133.
- Sfriso, A.A., Tomio, Y., Rosso, B., Gambaro, A., Sfriso, A., Corami, F., Rastelli, E., Corinaldesi, C., Mistri, M. & Munari, C. (2020): Microplastic accumulation in benthic invertebrates in Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Environ. Int.* 137, 105587.
- Shuford, W.D. & Spear, L.B. (1988a): Surveys of breeding chinstrap penguins in the South Shetland Islands, Antarctica. *British Antarctic Survey Bulletin* 81, 19-30.
- Shuford, W.D. & Spear, L.B. (1988b): Surveys of breeding penguins and other seabirds in the South Shetland Islands, Antarctica, Jan.-Feb. 1987. U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration. Technical Memorandum 59, 38 pp.
- Siegert, M., Atkinson, A., Banwell, A., Brandon, M., Convey, P., Davies, B., Downie, R., Edwards, T.B., Hubbard, B., Marshall, G., Rogelj, J., Rumble, J., Stroeve, J. & Vaughan, D. (2019): The Antarctic Peninsula Under a 1.5C Global Warming Scenario. *Frontiers in Environmental Science* 7, 102.
- Siegert, M., Alley, R.B., Rignot, E., Englander, J. & Corell, R.W. (2020): Twenty-first century sea-level rise could exceed IPCC projections for strong-warming futures. *One Earth* 3, 691-703.
- Sierakowski, K., Korczak-Abshire, M. & Jadwiszczak, P. (2017): Changes in bird communities of Admiralty Bay, King George Island (West Antarctic): insights from monitoring data (1977-1996). *Polish Polar Research* 38, 231-262.
- Silva, M.P., Favero, M., Casaux, R. & Baroni, A. (1998): The status of breeding birds at Harmony Point, Nelson Island, Antarctica in summer 1995/96. *Mar. Ornithol.* 26, 75-78.
- Silvestro, A., Sandler, R., Finocchiaro, S., Santos, R., Perchivale, P., Lo Coco, G., Santos, M. & Juárez, M.A. (2015): ¿Se va la segunda? Después de 12 años en Punta Stranger se registran dos pichones de pingüino barbijo. XVI Reunión Argentina de Ornitología. La Plata, Argentina.
- Silvestro, A., Santos, M., Juárez, M.A., Libertelli, M.M., Hidalgo, H.G., Kass, N.A. & Casaux, R. (2021): First record of White-rumped Sandpiper (*Calidris fuscicollis*) at Esperanza/Hope Bay, Antarctica. *Polar Biol.* 44, 631-635.
- Simas, F.N.B., Schaefer, C.E.G.R., Melo, V.F., Albuquerque-Filho, M.R., Michel, R.F.M., Pereira, V.V., Gomes, M.R.M. & da Costa, L.M. (2007): Ornithogenic cryosols from Maritime Antarctica: Phosphatization as a soil forming process. *Geoderma* 138, 191-203.
- Simões, C.L., Rosa, K.K., Czapela, F.F., Vieira, R. & Simões, J.C. (2015): Collins Glacier Retreat Process and Regional Climatic Variations, King George Island, Antarctica. *Geogr. Rev.* 105, 462-471.
- Siniff, D.B., Garrott, R.A., Rotella, J.J., Fraser, W.R. & Ainley, D.G. (2008): Projecting the effects of environmental change on Antarctic seals. *Antarct. Sci.* 20, 425-435.
- Słomska, A.W., Panasiuk, A., Weydmann-Zwolicka, A., Wawrzynek-Borejko, J., Konik, M. & Siegel, V. (2021): Historical abundance and distributions of *Salpa thompsoni* hot spots in the Southern Ocean and projections for further ocean warming. *Aquat. Conserv.* 31, 2095-2102.
- Smith, R.C., Fraser, W.R. & Stammerjohn, S. (2003): Climate variability and ecological response of the marine ecosystem in the Western Antarctic Peninsula (WAP) region. In: D. Greenland, D.G. Goodin, R.C. Smith. *Climatic variability and ecosystem response at long-term ecological research sites*, Oxford University Press, Oxford, 158-173.
- Smykla, J., Wolek, J. & Barcikowski, A. (2007): Zonation of Vegetation Related to Penguin Rookeries on King George Island, Maritime Antarctic. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 39, 143-151.
- Soave, G.E., Coria, N., Silva, P., Montalti, D. & Favero, M. (2000a): Diet of cape petrel *Daption capense* chicks on South Shetland Islands, Antarctica. *Acta Ornithologica* 35, 191-195.
- Soave, G.E., Coria, N.R., Montalti, D. & Curtosi, A. (2000b): Breeding flying birds in the region of the Fildes Peninsula, King George Island, South Shetland Islands, Antarctica, 1995/96. *Mar. Ornithol.* 28, 37-40.

- Sobota, I., Kejna, M. & Arazny, A. (2015): Short-term mass changes and retreat of the Ecology and Sphinx glacier system, King George Island, Antarctic Peninsula. *Antarct. Sci.* 27, 500-510.
- Stanworth, A. & Crofts, S. (2017): Population Status and Trends of Southern Giant Petrels (*Macronectes giganteus*) in the Falkland Islands. *Falkland Conservation*
- Stastna, V. (2010): Spatio-temporal changes in surface air temperature in the region of the northern Antarctic Peninsula and south Shetland islands during 1950e2003. *Polar Sci.* 4, 18-33.
- Steele, W.K. & Hockey, P.A.R. (1995): Factors influencing rate and success of intraspecific kleptoparasitism among Kelp Gulls (*Larus dominicanus*). *Auk* 112, 847-859.
- Steig, E.J., Schneider, D.P., Rutherford, S.D., Mann, M.E., Comiso, J.C. & Shindell, D.T. (2009): Warming of the Antarctic ice-sheet surface since the 1957 International Geophysical Year. *Nature* 457, 459-462.
- Stow, D.A., Hope, A.S. & George, T.H. (1993): Reflectance Characteristics of Arctic Tundra Vegetation from Airborne Radiometry. *Int. J. Remote Sens.* 14, 1239-1244.
- Strycker, N., M., W., Borowicz, A., Forrest, S., Witharana, C., Hart, T. & Lynch, H.J. (2020): A global population assessment of the Chinstrap penguin (*Pygoscelis antarctica*). *Scientific Reports* 10, 19474.
- Strycker, N., Borowicz, A., Wethington, M., Forrest, S., Shah, V., Liu, Y., Singh, H. & Lynch, H.J. (2021): Fifty-year change in penguin abundance on Elephant Island, South Shetland Islands, Antarctica: results of the 2019-20 census. *Polar Biol.* 44, 45-56.
- Suárez, N., Pozzi, L. & Yorio, P. (2010): Nest site selection of the Kelp gull (*Larus dominicanus*) in the Beagle Channel, Tierra del Fuego, Argentina. *Polar Biol.* 33, 215-221.
- Suaría, G., Perold, V., Lee, J.R., Lebouard, F., Aliani, S. & Ryan, P.G. (2020): Floating macro- and microplastics around the Southern Ocean: Results from the Antarctic Circumnavigation Expedition. *Environ. Int.* 136, 105494.
- Sullivan, B.J., Reid, T.A. & Bugoni, L. (2006): Seabird mortality on factory trawlers in the Falkland Islands and beyond. *Biol. Conserv.* 131, 495-504.
- Sun, L., Xie, Z. & J., Z. (2000): A 3,000-year record of penguin populations. *Nature* 407, 358.
- Sun, L.G., Zhu, R.B., Yin, X.B., Liu, X.D., Xie, Z.Q. & Wang, Y.H. (2004): A geochemical method for the reconstruction of the occupation history of a penguin colony in the maritime Antarctic. *Polar Biol.* 27, 670-678.
- Szilo, J. & Bialik, R.J. (2018): Recession and Ice Surface Elevation Changes of Baranowski Glacier and Its Impact on Proglacial Relief (King George Island, West Antarctica). *Geosciences* 8, 355.
- Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M. & Watanuki, Y. (2013): Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Mar. Pollut. Bull.* 69, 219-222.
- Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M. & Watanuki, Y. (2015): Facilitated Leaching of Additive-Derived PBDEs from Plastic by Seabirds' Stomach Oil and Accumulation in Tissues. *Environ. Sci. Technol.* 49, 11799-11807.
- Tanaka, K., Yamashita, R. & Takada, H. (2019): Transfer of Hazardous Chemicals from Ingested Plastics to Higher-Trophic-Level Organisms. In: H. Takada, H. Karapanagioti. *The Handbook of Environmental Chemistry 78: Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment* 267-280.
- Tarca, G., Guglielmin, M., Convey, P., Worland, M.R. & Cannone, N. (2022): Small-scale spatial-temporal variability in snow cover and relationships with vegetation and climate in maritime Antarctica. *Catena* 208, 105739.
- Tavares, D.C., de Moura, J.F., Merico, A. & Siciliano, S. (2017): Incidence of marine debris in seabirds feeding at different water depths. *Mar. Pollut. Bull.* 119, 68-73.
- Tavares, D.C., Moura, J.F. & Merico, A. (2019): Anthropogenic debris accumulated in nests of seabirds in an uninhabited island in West Africa. *Biol. Conserv.* 236, 586-592.
- Taylor, R.H. & Wilson, P.R. (1990): Recent increase and southern expansion of Adélie penguin populations in the Ross sea, Antarctica, related to climate warming. *N. Z. J. Ecol.* 14, 25-29.

- Tekman, M.B., Gutow, L., Macario, A., Haas, A., Walter, A. & Bergmann, M. (2021): LITTERBASE.
- Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R.U., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Bjorn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Pham, H.V., Tana, T.S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M. & Takada, H. (2009): Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philos T R Soc B* 364, 2027-2045.
- Tin, T., Fleming, Z.L., Hughes, K.A., Ainley, D.G., Convey, P., Moreno, C.A., Pfeiffer, S., Scott, J. & Snape, I. (2009): Impacts of local human activities on the Antarctic environment. *Antarct. Sci.* 21, 3-33.
- Torres-Mellado, G.A., Jana, R. & Casanova-Katny, M.A. (2011): Antarctic hairgrass expansion in the South Shetland archipelago and Antarctic Peninsula revisited. *Polar Biol.* 34, 1679-1688.
- Torres, D., Gajardo, M. & Valencia, J. (1986): Notes on *Bubulcus ibis* and *Eudyptes chrysolophus* from South Shetland Islands. *Ser. Cient. INACH* 34, 73-79.
- Torres, D., Jorquera, V., Vallejos, R., Hucke-Gaete, R. & Zarate, S. (1997): Beach debris survey at Cape Shirreff, Livingston Island, during the Antarctic season 1996/97. CCAMLR Scientific Abstracts, Hobart, Australia 02.
- Torres, D. & D., J. (2000): Survey experience on marine debris at Cape Shirreff, Livingston Island, Antarctica. International Conference on Marine Debris, Honolulu, Hawaii
- Torres, D., Jorquera, V., Vallejos, R., Huckegaete, R., Osman, L. & Vargas, R. (2001): Marine debris collected at Cape Shirreff during the 2000/01 Antarctic season. In: CCAMLR Scientific Abstracts.
- Trathan, P.N., Croxall, J.P. & Murphy, E.J. (1996): Dynamics of Antarctic penguin populations in relation to inter-annual variability in sea ice distribution. *Polar Biol.* 16, 321-330.
- Trathan, P.N., Forcada, J., Atkinson, R., Downie, R.H. & Shears, J.R. (2008): Population assessments of gentoo penguins (*Pygoscelis papua*) breeding at an important Antarctic tourist site, Goudier Island, Port Lockroy, Palmer Archipelago, Antarctica. *Biol. Conserv.* 141, 3019-3028.
- Trathan, P.N., Ratcliffe, N. & Masden, E.A. (2012): Ecological drivers of change at South Georgia: the krill surplus, or climate variability. *Ecography* 35, 983-993.
- Trathan, P.N., García-Borboroglu, P., Boersma, D., Bost, C.A., Crawford, R.J.M., Crossin, G.T., Cuthbert, R.J., Dann, P., Davis, L.S., De La Puente, S., Ellenberg, U., Lynch, H.J., Mattern, T., Putz, K., Seddon, P.J., Trivelpiece, W. & Wienecke, B. (2015): Pollution, habitat loss, fishing, and climate change as critical threats to penguins. *Conserv. Biol.* 29, 31-41.
- Tree, A.J. & Klages, N.T.W. (2004): Population size, distribution and origins of Antarctic Terns *Sterna vittata* wintering in South Africa. *Mar. Ornithol.* 32, 55-61.
- Trevaill, A.M., Gabrielsen, G.W., Kühn, S. & van Franeker, J.A. (2015): Elevated levels of ingested plastic in a high Arctic seabird, the northern fulmar (*Fulmarus glacialis*). *Polar Biol.* 38, 975-981.
- Trivelpiece, W.Z., Hinke, J.T., Miller, A.K., Reiss, C.S., Trivelpiece, S.G. & Watters, G.M. (2011): Variability in krill biomass links harvesting and climate warming to penguin population changes in Antarctica. *P Natl Acad Sci USA* 108, 7625-7628.
- Turner, J., Colwell, S.R. & Harangozo, S. (1997): Variability of precipitation over the coastal western Antarctic Peninsula from synoptic observations. *J Geophys Res-Atmos* 102, 13999-14007.
- Turner, J., Colwell, S.R., Marshall, G.J., Lachlan-Cope, T.A., Carleton, A.M., Jones, P.D., Lagun, V., Reid, P.A. & Iagovkina, S. (2005a): Antarctic climate change during the last 50 years. *International Journal of Climatology* 25, 279-294.
- Turner, J., Lachlan-Cope, T., Colwell, S. & Marshall, G.J. (2005b): A positive trend in western Antarctic Peninsula precipitation over the last 50 years reflecting regional and Antarctic-wide atmospheric circulation changes. *Annals of Glaciology* 41, 85-91.
- Turner, J., Overland, J.E. & Walsh, J.E. (2007): An Arctic and Antarctic perspective on recent climate change. *International Journal of Climatology* 27, 277-293.

- Turner, J., Barrand, N.E., Bracegirdle, T.J., Convey, P., Hodgson, D.A., Jarvis, M., Jenkins, A., Marshall, G., Meredith, M.P., Roscoe, H., Shanklin, J., French, J., Goosse, H., Guglielmin, M., Gutt, J., Jacobs, S., Kennicutt, M.C., Masson-Delmotte, V., Mayewski, P., Navarro, F., Robinson, S., Scambos, T., Sparrow, M., Summerhayes, C., Speer, K. & Klepikov, A. (2014): Antarctic climate change and the environment: an update. *Polar Rec.* 50, 237-259.
- Turner, J., Lu, H., White, I., King, J.C., Phillips, T., Hosking, J.S., Bracegirdle, T.J., Marshall, G.J., Mulvaney, R. & Deb, P. (2016): Absence of 21st century warming on Antarctic Peninsula consistent with natural variability. *Nature* 535, 411-415.
- Turner, J., Lu, H., King, J., Marshall, G.J., Phillips, T., Bannister, D. & Colwell, S. (2021a): Extreme Temperatures in the Antarctic. *J. Clim.* 34, 2653-2668.
- Turner, J., Lu, H., King, J., Marshall, G.J., Phillips, T., Bannister, D. & Colwell, S. (2021b): Extreme Temperatures in the Antarctic. *J. Clim.* 34, 2653-2668
- UNEP (2005): Marine litter, an analytical overview. United Nations Environment Programme.
- UNEP (2016): Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change. United Nations Environment Programme.
- United Kingdom (2015): Colonisation status of known non-native species in the Antarctic terrestrial environment: a review. ATCM XXXVIII. Sofia. IP046.
- Uruguay (2006): Relevamiento de Desechos Marinos en la Costa Septentrional de la Base Científica Antártica Artigas (BCAA) en la Isla Rey Jorge / 25 de Mayo. Contribución a la Efectivización del Anexo IV “Prevención de la Contaminación Marina” del Protocolo. ATCM XXIX. Edinburgh. IP051.
- Uruguay (2010): Identificación y evaluación de la acción antrópica de grupos poblacionales de mamíferos marinos pinnípedos en áreas de la costa del Estrecho de Drake, Isla Rey Jorge (Antártida insular). ATCM XXXIII. Punta del Este. IP032.
- Uruguay (2012): Actividades de investigación y proyectos científicos coordinados por el Instituto Antártico Uruguayo en la campaña 2011 – 2012. ATCM XXXV. Hobart. BP027.
- Uruguay, Republic of Korea, Poland & Russian Federation (2018): Joint monitoring activities during 2017/18 summer season to manage non-native flies in King George Island, South Shetland Islands. ATCM XLII. Prague. IP50.
- Uruguay, Argentina, Brazil, Chile, China, Germany, Republic of Korea & Russian Federation (2019): Report of the 2018/2019 summer campaign of the joint monitoring programme of non-native flies in King George Island / Isla 25 de Mayo. ATCM XLII. Prague. IP120.
- USA (2001): The Inspection Conducted in Accordance with Article VII of the Antarctic Treaty and Article XIV of the Protocol Under Auspices of the United States Department of State. ATCM XXIV. St. Petersburg. IP017.
- USA (2007): United States Report of Inspections. ATCM XXX. New Delhi. IP010.
- Valls, F. & Petry, M.V. (2015): Niche overlap of Spheniscidae on Elephant Island, Antarctica. INCT-APA Annual Activity Report.
- van Buskirk, R.W. & Nevitt, G.A. (2008): The influence of developmental environment on the evolution of olfactory foraging behaviour in procellariiform seabirds. *J. Evol. Biol.* 21, 67-76.
- Van den Hoff, J., McMahon, C.R., Simpkins, G.R., Hindell, M.A., Alderman, R. & Burton, H.R. (2014): Bottom-up regulation of a pole-ward migratory predator population. *P. Roy. Soc. B – Biol. Sci.* 281, 20132842.
- van Franeker, J. & Law, K.L. (2015): Seabirds, gyres and global trends in plastic pollution. *Environ. Pollut.* 203, 89-96.
- van Franeker, J.A. & Bell, P.J. (1988): Plastic ingestion by petrels breeding in Antarctica. *Mar. Pollut. Bull.* 19, 672-674.
- van Franeker, J.A. (1992): Top predators as indicators for ecosystem events in the confluence zone and marginal ice zone of the Weddell and Scotia seas, Antarctica, November 1988 to January 1989 (EPOS Leg 2). *Polar Biol.* 12, 93-102.
- van Franeker, J.A., Creuwels, J.C.S., van der Veer, W., Cleland, S. & Robertson, G.G. (2001): Unexpected effects of climate change on the predation of Antarctic petrels. *Antarct. Sci.* 13, 430-439.

- van Franeker, J.A., Bravo Rebolledo, E.L., Heße, E., IJsseldijk, L.L., Kühn, S., Leopold, M. & Mielke, L. (2018): Plastic ingestion by harbour porpoises *Phocoena phocoena* in the Netherlands: Establishing a standardised method. *AMBIO A Journal of the Human Environment* 47, 387-397.
- Velarde, E., Anderson, D.W. & Ezcurra, E. (2019): Seabird clues to ecosystem health. *Science* 365, 116-117.
- Vera, M.L. (2011): Colonization and demographic structure of *Deschampsia antarctica* and *Colobanthus quitensis* along an altitudinal gradient on Livingston Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Polar Res.* 30, 7146.
- Vera, M.L., Fernández-Teruel, T. & Quesada, A. (2013): Distribution and reproductive capacity of *Deschampsia antarctica* and *Colobanthus quitensis* on Byers Peninsula, Livingston Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Antarct. Sci.* 25, 292-302.
- Verheyden, C. & Jouventin, P. (1994): Olfactory behaviour of foraging Procellariiforms. *The Auk* 111, 285-291.
- Verlis, K.M., Campbell, M.L. & Wilson, S.P. (2014): Marine debris is selected as nesting material by the brown booby (*Sula leucogaster*) within the Swain Reefs, Great Barrier Reef, Australia. *Mar. Pollut. Bull.* 87, 180-190.
- Viblanç, V.A., Smith, A.D., Gineste, B. & Groscolas, R. (2012): Coping with continuous human disturbance in the wild: insights from penguin heart rate response to various stressors. *BMC Ecol.* 12, 1-22.
- Vogt, S., Braun, M. & Jaña, R. (2004): The King George Island Geographic Information System project. *Pesqui. Antart. Bras.* 4, 183-186.
- Voisin, J.-F. (1988): Breeding Biology of the Northern Giant Petrel *Macronectes halli* and the Southern Giant Petrel *M. giganteus* at Ile de la Possession, Iles Crozet, 1966-1980. *Cormorant* 16, 65-97.
- Volonterio, O., de Leon, R.P., Convey, P. & Krzeminska, E. (2013): First record of Trichoceridae (Diptera) in the maritime Antarctic. *Polar Biol.* 36, 1125-1131.
- Volzke, S., McMahon, C.R., Hindell, M.A., Burton, H.R. & Wotherspoon, S.J. (2021): Climate influences on female survival in a declining population of southern elephant seals (*Mirounga leonina*). *Ecology and Evolution* 11, 11333-11344.
- Voronina, N.M. (1998): Comparative abundance and distribution of major filter-feeders in the Antarctic pelagic zone. *J. Mar. Syst.* 17, 375-390.
- Votier, S.C., Archibald, K., Morgan, G. & Morgan, L. (2011): The use of plastic debris as nesting material by a colonial seabird and associated entanglement mortality. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 168-172.
- Walker, B.G., Boersma, P.D. & Wingfield, J.C. (2006): Habituation of adult magellanic penguins to human visitation as expressed through behavior and corticosterone secretion. *Conserv. Biol.* 20, 146-154.
- Waller, C.L., Griffiths, H.J., Waluda, C.M., Thorpe, S.E., Alamo, I.L., Moreno, B., Pacherres, C.O. & Hughes, K.A. (2017): Microplastics in the Antarctic marine system: An emerging area of research. *Science of The Total Environment* 598, 220-227.
- Walther, G.R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.M., Hoegh-Guldberg, O. & Bairlein, F. (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389-395.
- Waluda, C.M. & Staniland, I.J. (2013): Entanglement of Antarctic fur seals at Bird Island, South Georgia. *Mar. Pollut. Bull.* 74, 244-252.
- Waluda, C.M., Staniland, I.J., Dunn, M.J., Thorpe, S.E., Grilly, E., Whitelaw, M. & Hughes, K.A. (2020): Thirty years of marine debris in the Southern Ocean: Annual surveys of two island shores in the Scotia Sea. *Environ. Int.* 136, 105460.
- Wang, J.J., Wang, Y.H., Wang, X.M. & Sun, L.G. (2007): Penguins and vegetations on Ardley Island, Antarctica: evolution in the past 2,400 years. *Polar Biol.* 30, 1475-1481.
- Wang, Z. & Norman, F.I. (1993): Foods of the South Polar Skua *Catharacta maccormicki* in the eastern Larsemann Hills, Princess Elizabeth Land, East Antarctica. *Polar Biol.* 13, 255-262.

- Warham, J. (1962): The Biology of The Giant Petrel *Macronesttes giganteus*. The Auk 79, 139-160.
- Warham, J. (1990): The Petrels - Their Ecology and Breeding Systems. London. Academic Press.
- Wauchope, H.S., Shaw, J.D. & Terauds, A. (2019): A snapshot of biodiversity protection in Antarctica. Nature Communications 10, 946.
- Wege, M., Postma, M., Tosh, C.A., de Bruyn, P.J.N. & Bester, M.N. (2015): First confirmed record of a leucistic Antarctic fur seal pup born outside the Scotia Arc Islands. Polar Biol. 38, 569-571.
- Weidinger, K. (1996): Patterns of colony attendance in the Cape Petrel *Daption capense* at Nelson Island, South Shetland Islands, Antarctica. Ibis 138, 243-249.
- Weidinger, K. (1998): Effect of predation by skuas on breeding success of the Cape petrel *Daption capense* at Nelson Island, Antarctica. Polar Biol. 20, 170-177.
- Weidinger, K. & Pavel, V. (2013): Abundance and breeding of the Antarctic Tern *Sterna vittata* at the James Ross and Seymour Islands, NE Antarctic Peninsula. Polar Biol. 36, 299-304.
- Weimerskirch, H., Inchausti, P., Guinet, C. & Barbraud, C. (2003): Trends in bird and seal populations as indicators of a system shift in the Southern Ocean. Antarct. Sci. 15, 249-256.
- Welcker, J. (2001): Untersuchungen zum Geschlechterverhältnis junger Dominikanermöwen *Larus dominicanus* (Lichtenstein 1823). Diploma Thesis, University of Jena, 80 S.
- Whinam, J., Chilcott, N. & Bergstrom, D.M. (2005): Subantarctic hitchhikers: expeditioners as vectors for the introduction of alien organisms. Biol. Conserv. 121, 207-219.
- Wietrzyk-Pełka, P., Rola, K., Patchett, A., Szymański, W., Węgrzyn, M.H. & Björk, R.G. (2021): Patterns and drivers of cryptogam and vascular plant diversity in glacier forelands. Sci. Total Environ. 770, 144793.
- Wilcox, C., Van Sebille, E. & Hardesty, B.D. (2015): Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 112, 11899-11904.
- Wingfield, J.C. (1983): Environmental and endocrine control of reproduction: an ecological approach. In: S.-I. Mikami, M. Wada. Avian Endocrinology: Environmental and Ecological Aspects, Japanese Scientific Societies Press, Springer-Verlag, Tokyo, Berlin, 205-288.
- Wódkiewicz, M., Bednarek, P., Znój, A., Androsiuk, P. & Galera, H. (2018): How much of the invader's genetic variability can slip between our fingers? A case study of secondary dispersal of *Poa annua* on King George Island (Antarctica). Ecology and Evolution 8, 592-600.
- Woehler, E.J. & Croxall, J.P. (1997): The status and trends of Antarctic and sub-Antarctic seabirds. Mar. Ornithol. 25, 43-66.
- Woehler, E.J., Cooper, J., Croxall, J.P., Fraser, W.R., Kooyman, G.L., Miller, G.D., Nel, D.C., Patterson, D.L., Peter, H.-U., Ribic, C.A., Salwicka, K., Trivelpiece, W.Z. & Weimerskirch, H. (2001): A statistical assessment of the status and trends of Antarctic and Subantarctic seabirds. Report on SCAR BBS Workshop on Southern Ocean seabird populations.
- Woehler, E.J., Riddle, M.J. & Ribic, C.A. (2003): Long-term population trends in southern giant petrels in East Antarctica. In: A.H.L. Huiskes, W.W.C. Gieskes, J. Rozema, et al. Antarctic biology in a global context, Backhuys Publishers, Leiden, 290-295.
- Wynen, L.P., Goldsworthy, S.D., Guinet, C., Bester, M.N., Boyd, I.L., Gjertz, I., Hofmeyr, G.J.G., White, R.W.G. & Slade, R.W. (2000): Post sealing genetic variation and population structure of two species of fur seals (*Arctocephalus gazella* and *A. tropicalis*). Mol. Ecol. Notes 9, 299-314.
- Xavier, J.C., Brandt, A., Ropert-Coudert, Y., Badhe, R., Gutt, J., Havermans, C., Jones, C., Costa, E.S., Lochte, K., Schloss, I.R., Kennicutt, M.C. & Sutherland, W.J. (2016): Future Challenges in Southern Ocean Ecology Research. Frontiers in Marine Science 3, 1-9.
- Xiong, F.S., Mueller, E.C. & Day, T.A. (2000): Photosynthetic and respiratory acclimation and growth response of antarctic vascular plants to contrasting temperature regimes. Am. J. Bot. 87, 700-710.
- Yamashita, R., Hiki, N., Kashiwada, F., Takada, H., Mizukawa, K., Hardesty, B.D., Roman, L., Hyrenbach, D., Ryan, P.G., Dilley, B.J., Muñoz-Pérez, J.P., Valle, C.A., Pham, C.K., Frias, J., Nishizawa, B., Takahashi, A., Thiebot, J.-B., Will, A., Kokubun, N., Watanabe, Y.Y.,

- Yamamoto, T., Shiomi, K., Shimabukuro, K. & Watanuki, Y. (2021): Plastic additives and legacy persistent organic pollutants in the preen gland oil of seabirds sampled across the globe. *Environmental Monitoring and Contaminants Research* 1, 97-112.
- Yorio, P., Marinao, C., Kasinsky, T., Ibarra, C. & Suárez, N. (2020): Patterns of plastic ingestion in Kelp Gull (*Larus dominicanus*) populations breeding in northern Patagonia, Argentina. *Mar. Pollut. Bull.* 156, 111240.
- Young, E.C., Jenkins, P.F., Douglas, M.E. & Lovegrove, T.G. (1988): Nocturnal Foraging by Chatham-Island Skuas. *N. Z. J. Ecol.* 11, 113-117.
- Young, E.C. (1990): Long-Term Stability and Human Impact in Antarctic Skuas and Adélie Penguins. In: K.R. Kerry, G. Hempel. *Antarctic Ecosystems. Ecological Change and Conservation*, Springer Verlag, Berlin Heidelberg, 231-236.
- Youngren, S.M., Rapp, D.C. & Hyrenbach, K.D. (2018): Plastic ingestion by Tristram's Storm-petrel (*Oceanodroma tristrami*) chicks from French frigate shoals, Northwestern Hawaiian Islands. *Mar. Pollut. Bull.* 128, 369-378.
- Zhang, M.Z., Haward, M. & McGee, J. (2020): Marine plastic pollution in the polar south: Responses from Antarctic Treaty System. *Polar Rec.* 56, e36.
- Zhou, C., Brothers, N., Browder, J.A. & Jiao, Y. (2020): Seabird bycatch loss rate variability in pelagic longline fisheries. *Biol. Conserv.* 247, 108590.
- Zippel, D. (1987): Teilbericht über die wissenschaftlichen Ergebnisse während der 30. SAE im Untersuchungsgebiet King George Island. unveröffentl. Ber., Akademie der Wissenschaften, Potsdam.
- Znój, A., Chwedorzewska, K.J., Androsiuk, P., Cuba-Díaz, M., Giełwanowska, I., Koc, J., Korczak-Abshire, M., Grzesiak, J. & Zmarz, A. (2017): Rapid environmental changes in the Western Antarctic Peninsula region due to climate change and human activity. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 15, 525-539.
- Znój, A., Gawor, J., Gromadka, R., Chwedorzewska, K. & Grzesiak, J. (2021): Root-Associated Bacteria Community Characteristics of Antarctic Plants: *Deschampsia antarctica* and *Colobanthus quitensis* - a Comparison. *Microb. Ecol.* veröffentlicht online.

A Anhang: Datenquellen Fildes-Region

Tabelle 7: Quellen der verwendeten Monitoringdaten aus der Fildes-Region (verändert nach Braun et al., 2020, Änderungen fett gedruckt)

Saison	Quelle	erfasste Daten
1967/68	Krylov, 1968	Robbenzählungen
1973/74	Popov, 1977	Robbenzählungen
1974/75	Popov, 1977	Robbenzählungen
1979/80	Bannasch & Odening, 1981	sämtliche Brutvögel, Irrgäste
1980/81	Bannasch et al., 1983; Jablonski, 1984	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
1981/82	Bannasch et al., 1983	sämtliche Brutvögel, Irrgäste
1982/83	Lorenz, 1984; Peter et al., 1988	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
1983/84	Lorenz, 1984; Peter et al., 1988	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
1984/85	Rauschert et al., 1987; Peter et al., 1988; Peter et al., 1989	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen, <i>Deschampsia antarctica</i>
1985/86	Rauschert et al., 1987; Zippel, 1987; Mönke & Bick, 1988	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
1986/87	Mönke & Bick, 1988	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
1987/88	Lange & Naumann, 1989; Nadler & Mix, 1989; Lange & Naumann, 1990	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
1988/89	Lange & Naumann, 1989, 1990	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
1989/90	Erfurt & Grimm, 1990; pers. Mittg. H. Grimm	sämtliche Brutvögel, Robbenzählungen
1990/91	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló	Pinguine Ardley Island
1991/92	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló	Pinguine Ardley Island
1992/93	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló	Pinguine Ardley Island
1993/94	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló	Pinguine Ardley Island
1994/95	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló	Pinguine Ardley Island
1995/96	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló Soave et al., 2000b	Pinguine Ardley Island Skuas, Weißgesichtsscheidenschnabel
1996/97	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló Chupin, 1997	Pinguine Ardley Island Riesensturmvogel

Saison	Quelle	erfasste Daten
1997/98	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló	Pinguine Ardley Island
1998/99	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló pers. Mittg. H.-U. Peter & J. Welcker Welcker, 2001	Pinguine Ardley Island Riesensturmvogel Dominikanermöwe
1999/2000	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló Welcker, 2001	Pinguine Ardley Island Dominikanermöwe
2000/01	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló Braun, 2001	Pinguine Ardley Island sämtliche Brutvögel, Robbenzählungen, <i>Deschampsia antarctica</i>
2001/02	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló	Pinguine Ardley Island
2002/03	pers. Mittg. J. Welcker pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló pers. Mittg. I. Chupin & S. Pfeiffer pers. Mittg. A. Petrov	Skuas Pinguine Ardley Island Riesensturmvogel Robbenwurfplätze
2003/04	Peter et al., 2008 pers. Mittg. M. Ritz	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Skuas
2004/05	Peter et al., 2008 pers. Mittg. M. Ritz pers. Mittg. I. Chupin	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Skuas Dominikanermöwe, Robben
2005/06	Peter et al., 2008 pers. Mittg. M. Ritz	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, <i>Deschampsia antarctica</i> , Robbenzählungen Skuas
2006/07	Fröhlich, 2007 pers. Mittg. M. Kopp	Pinguine Ardley Island, Riesensturmvogel, Robbenwurfplätze & -zählungen Skuas
2007/08	Braun, 2008 pers. Mittg. M. Kopp	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Skuas
2008/09	Peter et al., 2013 pers. Mittg. S. Lisovski & M. Kopp	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Skuas, Robbenwurfplätze
2009/10	Peter et al., 2013 pers. Mittg. M. Kopp pers. Mittg. V. Sjomín	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Skuas Robbenwurfplätze
2010/11	Peter et al., 2013 pers. Mittg. A. Soloviev & B. Zatsépin	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Robbenwurfplätze

Saison	Quelle	erfasste Daten
2011/12	Peter et al., 2013 pers. Mittg. A. Contreras Staeding & R. Eliseev	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Robbenwurfplätze
2012/13	Braun et al., 2017a pers. Mittg. O. Sakharov	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Robbenwurfplätze
2013/14	Braun et al., 2017a pers. Mittg. M. Xing	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Robbenwurfplätze
2014/15	Braun et al., 2017a	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
2015/16	Braun et al., 2020b	sämtliche Brutvögel, Robbenzählungen
2016/17	Braun et al., 2020b	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
2017/18	Braun et al., 2020b	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
2018/19	vorliegende Studie	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
2019/20	vorliegende Studie	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
2020/21	pers. Mittg. A. L. Machado	Pinguine Ardley Island, Riesensturmvogel

B Anhang: Beobachtungen von Rußalbatrossen in der Fildes-Region

Tabelle 8: Übersicht über alle Beobachtungen des Rußalbatros (*Phoebastria palpebrata*) in der Fildes-Region; Fett gedruckt sind die Jahre mit nachgewiesenen Bruten.

Status	Datum	Ort	Anzahl Vögel	Anzahl Nester	Quelle	Bemerkung
Sichtung 1985	19.11.1984	Flat Top-Felsen, Geografenbucht	4	0	Peter et al., 1988	davon 2 in Synchronflug (Paarverhalten)
Sichtung 1985	17.01.& 01.02.1985	Flat Top-Felsen	2	0	Peter et al., 1988	segelnd
Sichtung 1985	02.03.1985	Fildes Strait, westl. von Dart Island	2	0	Peter et al., 1988	segelnd
Sichtung 1988	27.10.1987	Diomedea Island	1	0	Nadler & Mix, 1989	mit Riesensturmvögeln kreisend
Sichtung 1992	04., 14. & 24.01.1992	Fildes Strait, Stansbury Pen.	1	0	Lumpe & Weidinger, 2000	fliegend
Sichtung 2001	05.01.2001	Horatio Stump	2	0	Braun, 2001	im Synchronflug
Sichtung 2005	01.01.2005	Flat Top-Felsen	3	0	Peter et al., 2008	um Flat Top kreisend, zwei Vögel im Synchronflug, sitzend
Sichtung 2008	06.01.2008	Flat Top-Felsen	2	0	pers. Mittg. H.-U. Peter	im Synchronflug
Brut 2009	25.12.2008	Flat Top-Felsen	9	5	Lisovski et al., 2009; Peter et al., 2013	erster Nachweis von Brut und Jungvögeln
Sichtung 2010	21.01.2010	Flat Top-Felsen	1	0	Peter et al., 2013	fliegend
Sichtung 2011	10.01.2011	Flat Top-Felsen	5	0	Peter et al., 2013	fliegend
Brut 2012	15.01.2012	Flat Top-Felsen	1	1	Peter et al., 2013	keine Jungvögel beobachtet
Sichtung 2012	10.02.2012	Station Bellingshausen	1	0	Peter et al., 2013	Überflug

Status	Datum	Ort	Anzahl Vögel	Anzahl Nester	Quelle	Bemerkung
Sichtung 2013	14.01.2013	Flat Top-Felsen	1	0	Braun et al., 2017a	fliegend
Sichtung 2013	15.01.2013	Flat Top-Felsen	2	0	Braun et al., 2017a	Synchronflug
Brut 2014	24.01.2014	Flat Top-Felsen	2	2	Braun et al., 2017a	keine Jungvögel beobachtet
Sichtung 2015	13.12.2014	Flat Top-Felsen	2	0	Braun et al., 2017a	Synchronflug
Sichtung 2016	13.12.2015	Flat Top-Felsen	2	0	Braun et al., 2020b	fliegend
Sichtung 2016	17.12. 2015 & 05.01.2016	Flat Top-Felsen	3	0	Braun et al., 2020b	fliegend
Sichtung 2016	13.01.2016	Flat Top-Felsen	6	0	Braun et al., 2020b	fliegend
Sichtung 2017	09.01.2017	Flat Top-Felsen	3	0	Braun et al., 2020b	fliegend
Sichtung 2019	25.12.2018	Flat Top-Felsen	1	0	vorliegende Studie	fliegend
Sichtung 2019	04.01.2019	Flat Top-Felsen	4	0	vorliegende Studie	fliegend
Sichtung 2019	08.01.2019	Küste nördlich des Flat Top-Felsens	3	0	vorliegende Studie	fliegend
Sichtung 2019	09.01.2019	Flat Top-Felsen	2	0	vorliegende Studie	Synchronflug
Sichtung 2019	13.01.2019	Flat Top-Felsen	2	0	vorliegende Studie	fliegend
Brut 2019	15.01. & 23.01.2019	Flat Top-Felsen	4-6	2	vorliegende Studie	sitzend am Brutplatz, keine Jungvögel beobachtet
Sichtung 2020	18.01.2020	Flat Top-Felsen	2	0	vorliegende Studie	fliegend

Status	Datum	Ort	Anzahl Vögel	Anzahl Nester	Quelle	Bemerkung
Brut 2020	21.01.2020	Flat Top-Felsen	3	2	vorliegende Studie	2 Altvögel sitzend am Brutplatz, keine Jungvögel beobachtet
Brut 2020	04.02.2020	Flat Top-Felsen	2	2	vorliegende Studie	2 Altvögel sitzend am Brutplatz, keine Jungvögel beobachtet
Sichtung 2020	05.02 & 13.02.2020	Küste nördlich des Flat Top-Felsens	2	0	vorliegende Studie	Synchronflug
Brut 2020	20.02 & 25.02.2020	Flat Top-Felsen	2	2	vorliegende Studie	sitzend/stehend am Brutplatz, keine Jungvögel beobachtet

C Anhang: Irrgäste und Durchzügler

Tabelle 9: Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2019/20 in der Fildes-Region und der Maxwell Bay dokumentierten Beobachtungen des Kaiserpinguins (*Aptenodytes forsteri*) (verändert nach Braun et al., 2020, Änderungen fett gedruckt)

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
09.10.1981	1		Bannasch, 1984
07.11.1981	1		Bannasch, 1984
25.03.1984	1	wahrscheinlich immatur	Peter et al., 1988
04.05.1984	1	immatur	Peter et al., 1988
18.-19.05., 03.06.1984	1	immatur, dasselbe Individuum	Peter et al., 1988
26.07.1984	1	immatur	Peter et al., 1988
02.01.1985	1	immatur	Peter et al., 1988
17.05.,29.06.,14.7.1985	1	immatur, dasselbe Individuum	Rauschert et al., 1987
15.01.1986	1	immatur	Rauschert et al., 1987
12./13.4.1986	2		Mönke & Bick, 1988
19.04.1986	1		Mönke & Bick, 1988
01.-03.06.1986	1	wurde gefangen, am 3.6. freigelassen	Mönke & Bick, 1988
24.01.1987	1		Mönke & Bick, 1988
21.02.1987	1	immatur	Nadler & Mix, 1989
13.07.1987	1	immatur	Nadler & Mix, 1989
14.07.1987	1	immatur	Nadler & Mix, 1989
12.09.1987	1	immatur	Nadler & Mix, 1989
09.07.1988	1	immatur	Lange & Naumann, 1989
20.10.1988	2	adult	Lange & Naumann, 1989
30.12.1988	1	immatur	Lange & Naumann, 1989
13.06.1989	1	immatur	pers. Mittg. H. Grimm
29.09.1989	1	adult	pers. Mittg. H. Grimm
29.12.1989	1	Reste eines frisch getöteten Exemplars	pers. Mittg. H. Grimm
06.01.2004	1	immatur	Peter et al., 2008
22.02.2004	1	immatur	Peter et al., 2008
11.-26.01.2006	1	immatur	Peter et al., 2008

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
14.12.2008	1	Totfund	Peter et al., 2013
16.10.2010	1	immatur, russisches Stationspersonal	Peter et al., 2013
28.05.2010	1	adult, russisches Stationspersonal	Peter et al., 2013
20.01.2011	1		Peter et al., 2013
06.01.2012	1	immatur	Braun et al., 2017a
10.06.2012	1	immatur, O. Sakharov	Braun et al., 2017a
08.01.2013	1	immatur, M. Villegas Vira	Braun et al., 2017a
26.11.2013	1	M. Villegas Vira	Braun et al., 2017a
18.12.2013	1		Braun et al., 2017a
28.09.2016	1	immatur, I. Besotetscheski	Braun et al., 2020b
12.01.2017	1	immatur	Braun et al., 2020b
14.01.2018	1	immatur	Braun et al., 2020b
04.05.2018	1	immatur, A. Loginov	vorliegende Studie
16.-17.01.2019	2	immatur	vorliegende Studie
28.01.2019	1	immatur	vorliegende Studie
21.05.2019	1	immatur, A. Filippov	vorliegende Studie
16.12.2019	1	adult, A. L. Machado	vorliegende Studie

Tabelle 10: Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2019/20 in der Fildes-Region und der Maxwell Bay dokumentierten Beobachtungen des Königspinguins (*Aptenodytes patagonicus*) (verändert nach Braun et al., 2020, Änderungen fett gedruckt)

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
03.- 17.02.1988	1	adult, mausernd	Lange & Naumann, 1990
13.05.1989	1	adult, liegt am Ufer, keine normale Reaktion, Bewegung stark eingeschränkt	pers. Mittg. H. Grimm
15.07.1989	1	adult, verletzt	pers. Mittg. H. Grimm
20.10.1989	1	adult	pers. Mittg. H. Grimm
15.11.1989	1	adult	pers. Mittg. H. Grimm
01.12.1989	1	adult, mausernd	pers. Mittg. H. Grimm
17.12.1989	1	adult	pers. Mittg. H. Grimm

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
28.12.2000	1	A. Quellmalz	Braun, 2001
31.12.2004	1	A. Conteras Staeding	Peter et al., 2008
08.01.2005	1	Totfund	Peter et al., 2008
16.02.2006	1	immatur	Peter et al., 2008
27.12.2008	1	M. Kopp, S. Lisovski	Peter et al., 2013
Juni 2009	1	russisches Stationspersonal	Peter et al., 2013
Juli 2009	1	russisches Stationspersonal	Peter et al., 2013
19.12.2009	1	Totfund	Peter et al., 2013
19.12.2009	1	Totfund	Peter et al., 2013
21.01.2010	1	Totfund	Peter et al., 2013
15.02.2010	1	Totfund	Peter et al., 2013
21.02.2010	1	Totfund	Peter et al., 2013
21.12.2011	1	Totfund	Braun et al., 2017a
06.02.2012	1	Totfund	Braun et al., 2017a
15.12.2016	1	adult	Braun et al., 2020b
01.02.2017	1	adult	Braun et al., 2020b
05.05.2018	1	immatur, A. Loginov	Braun et al., 2020b

Tabelle 11: Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2020/21 in der Fildes-Region dokumentierten Beobachtungen des Felsenpinguins (*Eudyptes chrysocome*), Magellanpinguins (*Spheniscus magellanicus*) sowie Goldschopfpinguins (*Eudyptes chrysolophus*) (verändert nach Braun et al., 2020, Änderungen fett gedruckt)

Art	Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
<i>Spheniscus magellanicus</i>	23.12.2016	1	immatur, Ardley Island	Braun et al., 2020b
<i>Eudyptes chrysocome</i>	30.01.- 03.02.2010	1	mausernd, Ardley Island	Peter et al., 2013
	19.01.2011	1	immatur, zwischen Zügelpinguinen, Drake-Küste	Peter et al., 2013
<i>Eudyptes chrysolophus</i>	28.12.1979	1		Odening & Bannasch, 1980

Art	Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
	21.03.1981	1	adult, mausernd, zwischen Zügelpinguinen, Drake-Küste	Bannasch, 1984
	15.01.1982	1	immatur	Bannasch, 1984
	30.12.1983	1	adult	Torres et al., 1986; Peter et al., 1988
	24.01.- 26.02.1984	1	mausernd, Exotic Point, in Zügelpinguinkolonie	Peter et al., 1988
	16.04.1984	1	adult	Peter et al., 1988
	02.-03.12.1984	1	Ardley Island, bei Eselspinguinkolonie	Torres et al., 1986
	21.02.1985	1	Exotic Point, in Zügelpinguinkolonie, mausernd	Peter et al., 1988
	13.&14.12.1985	1	adult, Ardley Island, zwischen Eselspinguinen, zeigt Nestbauverhalten	Peter et al., 1988
	13.12.1984	1	Ardley Island	Rauschert et al., 1987
	26.-29.01.1986	1	Ardley Island, bei Zügelpinguinkolonie	Torres et al., 1986
	15.11.1987		adult, Ardley Island, in gemischter Esel- und Adéliepinguin-Nestgruppe	Nadler & Mix, 1989
	02.01.1989	2	immatur, Ardley Island, in gemischter Esel-, Adélie-Zügelpinguin-Nestgruppe	Lange & Naumann, 1989
	15.01.1989	1	adult, Drake-Küste, zwischen Zügelpinguinen	Lange & Naumann, 1989
	15.01.1989	1	immatur, Drake-Küste, zwischen Zügelpinguinen	Lange & Naumann, 1989
	04.02.1989	1	immatur, Drake-Küste, zwischen Zügelpinguinen	Lange & Naumann, 1989
	15.-17.03.1989	1	immatur, mausernd, Drake-Küste, zwischen Zügel- und Eselspinguinen	pers. Mittg. H. Grimm
	29.03.- 04.04.1989	1	adult, mausernd, Drake-Küste	pers. Mittg. H. Grimm
	04.01.2001	1	Ardley Island	Braun, 2001
	16.-25.02.2005	1	mausernd, Ardley Island, in Pinguinkolonie	Peter et al., 2008
	13.12.2005	1		Peter et al., 2008
	13.01.2010	1	A. Contreras Staeding	Peter et al., 2013

Art	Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
	23.02.2012	1	Totfund	Braun et al., 2017a
	02.02.2015	1	Ardley Island	Braun et al., 2017a
	04.01.2016	1	A. Contreras Staeding	Braun et al., 2020b
	10.02.2016	1		Braun et al., 2020b
	21.02.2019	1	Ardley Island	vorliegende Studie
	15.01.2021	1	nördliche Drake-Küste, A.L. Machado	vorliegende Studie
	03.02.2021	1	Ardley Island, A.L. Machado	vorliegende Studie

Tabelle 12: Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2019/20 in der Fildes-Region und der Maxwell Bay dokumentierten Beobachtungen des Schwarzbrauenalbatros (*Thalassarche melanophris*) (verändert nach Braun et al., 2020, Änderungen fett gedruckt)

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
19.01.1985	1	Maxwell Bay	Peter et al., 1988
14.03.1987	1	Maxwell Bay, Höhe Barton Peninsula	Mönke & Bick, 1988
10.02.1989	1	Maxwell Bay, vor Ardley Island, kam mglw. mit Schiff	pers. Mittg. H. Grimm, Lange & Naumann, 1989
26.02.1989	2	Maxwell Bay, kamen mglw. mit Schiff	pers. Mittg. H. Grimm, Lange & Naumann, 1989
30.03.1989	1	Totfund, Drake-Küste	pers. Mittg. H. Grimm
26.03.1991	1	Maxwell Bay/Fildes Strait	Lumpe & Weidinger, 2000
09.03.1992	1	Maxwell Bay/Fildes Strait	Lumpe & Weidinger, 2000
27.03.1992	1	Maxwell Bay/Fildes Strait	Lumpe & Weidinger, 2000
05.04.1992	2	Maxwell Bay/Fildes Strait	Lumpe & Weidinger, 2000
05.12.2008	1	Maxwell Bay, Höhe Barton Peninsula	Peter et al., 2013
26.12.2014	1	Fildes Strait	Braun et al., 2020b

Tabelle 13: Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2019/20 in der Fildes-Region dokumentierten Beobachtungen der Küstenseeschwalbe (*Sterna paradisica*) (verändert nach Braun et al., 2020, Änderungen fett gedruckt)

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
11.10.1984	1	unter adulten <i>S. vittata</i>	Peter et al., 1988

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
20.10.1984	1	fischt zusammen mit <i>S. vittata</i>	Peter et al., 1988
21.10.1984	mehrere	unter adulten <i>S. vittata</i>	Peter et al., 1988
12.11.1984	1	eindeutige Rufe	Peter et al., 1988
12.01.1985	2	fischend, eindeutige Rufe	Peter et al., 1988
20.11.1986	1 oder 2		Mönke & Bick, 1988
24.11.1986	1		Mönke & Bick, 1988
29.12.1986	1		Mönke & Bick, 1988
22.12.2003	2		Peter et al., 2008
25.12.2004	1		Peter et al., 2008
28.12.2004	1		Peter et al., 2008
14.12.2005	28	M. Ritz	Peter et al., 2008
23.12.2005	35		Peter et al., 2008
05.11.2008	ca. 150	S. Lisovski	Peter et al., 2013
21.12.2008	1	leg. V. Pavel	Peter et al., 2013
06.01.2009	mind. 10		Peter et al., 2013
23.12.2009	7	Im Schwarm	Peter et al., 2013
08.01.2010	1		Peter et al., 2013
16.01.2011	3	fischend	Peter et al., 2013
24.11.2011	1	fliegend	Peter et al., 2013
01.12.2011	1	fliegend	Peter et al., 2013
17.12.2011	18	sitzend	Peter et al., 2013
22.12.2011	1	fliegend	Peter et al., 2013
23.12.2011	1	fliegend	Peter et al., 2013
27.12.2011	5	sitzend	Peter et al., 2013
02.01.2012	22	sitzend	Peter et al., 2013
12.01.2012	6	fliegend, im Verbund mit einheimischen Seeschwalben	Peter et al., 2013
27.12.2012	3	sitzend	Peter et al., 2013
15.01.2013	14	nahrungssuchend	Peter et al., 2013

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
03.02.2013	13	sitzend	Peter et al., 2013
11.02.2013	21	sitzend	Peter et al., 2013
29.01.2014	3	Straße zwischen China und Chile, Z. Zhang	Peter et al., 2013
10.02.2014	6		Peter et al., 2013
16.02.2014	2	Gletscherbucht	Peter et al., 2013
13.12.2014	1	Flat-Top-Halbinsel	Peter et al., 2013
03.02.2015	3	in Brutkolonie von <i>Sterna vittata</i>	Peter et al., 2013
22.11.2016	2		Braun et al., 2020b
06.12.2016	1		Braun et al., 2020b
10.01.2018	1	fliegend	Braun et al., 2020b
18.12.2018	150	in Brutkolonie von <i>Sterna vittata</i>	vorliegende Studie
03.01.2019	20		vorliegende Studie
21.12.2019	2	fliegend	vorliegende Studie
25.01.2020	1	fliegend	vorliegende Studie

Tabelle 14: Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2019/20 in der Fildes-Region dokumentierten Beobachtungen des Kuhreihers (*Bulbucis ibis*) (verändert nach Braun et al., 2020 Braun et al., 2020, Änderungen fett gedruckt)

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
29.03.1985	1	Totfund, frischtot	Zippel, 1987
Januar 1986	1	Totfund	Zippel, 1987
17.04.1986	3	sitzend bzw. auffliegend	Mönke & Bick, 1990
19.04.1986	2	1 x Totfund, 1 x stark geschwächt	Mönke & Bick, 1990
19.04.1986	1	Totfund	Mönke & Bick, 1990
20.04.1986	1	Totfund	Mönke & Bick, 1990
03.05.1986	10	Totfund	Mönke & Bick, 1990
08.05.1986	4	von sowj. Fischereiforschungsschiff bei Süd-Orkneys an Bord genommen, aus Trupp von 100-150 Ind. zugeflogen	Mönke & Bick, 1990
08.12.1986	1	Totfund, in Dominikanermöwennest	Mönke & Bick, 1990

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
07.01.1987	1	Totfund, in Dominikanermöwennest	Mönke & Bick, 1990
11.01.1987	1	Totfund	Mönke & Bick, 1990
09.02.1987	1	Totfund	Mönke & Bick, 1990
26.12.1990	1	Ardley Island	Lumpe & Weidinger, 2000
April 1991	1	Totfund, Fildes Strait	Lumpe & Weidinger, 2000
01.05.1991	1	lebend, Fildes Strait	Lumpe & Weidinger, 2000
08.02.1992	1	Fildes Peninsula	Lumpe & Weidinger, 2000
Dezember 2000	1	Totfund	Braun, 2001
23.01.2004	1	Totfund	Peter et al., 2008
07.02.2004	1	Totfund	Peter et al., 2008
14.02.2004	1	Totfund	Peter et al., 2008
16.02.2004	1	Totfund	Peter et al., 2008
10.12.2004	1	Totfund an Skuanest, Nebles Point	Peter et al., 2008
17.12.2004	1	Totfund	Peter et al., 2008
18.12.2004	1	Totfund	Peter et al., 2008
10.01.2005	1	Totfund, Flügelrest, M. Flores	Peter et al., 2008
26.01.2005	1	Totfund, M. Flores	Peter et al., 2008
17.02.2005	1	Totfund, Dart Island	Peter et al., 2008
19.02.2005	1	Totfund an Skuanest	Peter et al., 2008
19.02.2005	1	Totfund an Skuanest	Peter et al., 2008
02.03.2005	1	Totfund	Peter et al., 2008
02.03.2005	1	Totfund	Peter et al., 2008
20.02.2006	1	Totfund	Peter et al., 2008
14.12.2008	1	Totfund, S. Lisovski, M. Kopp	Peter et al., 2013
15.01.2009	1	Totfund	Peter et al., 2013
19.02.2010	1	Totfund	Peter et al., 2013
28.11.2011	1	Totfund	Peter et al., 2013
05.01.2012	1	Totfund	Braun et al., 2017a
22.03.2013	1	lebend, M. Xing	Braun et al., 2017a

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
05.02.2017	1	Totfund	Braun et al., 2017a
08.02.2017	1	Totfund	Braun et al., 2020b
11.02.2017	1	Totfund	Braun et al., 2020b
12.01.2019	2	Totfund	vorliegende Studie
30.01.2020	1	Totfund	vorliegende Studie
13.02.2020	2	Totfund	vorliegende Studie

Tabelle 15: Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2019/20 in der Fildes-Region dokumentierten Beobachtungen des Weißbürzelstandläufers (*Calidris fuscicollis*) (verändert nach Braun et al., 2020, Änderungen fett gedruckt)

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
31.10.1981	3	1 davon gefangen und fotografiert	Bannasch, 1984; Bannasch et al., 1984
14.10.1985	6		Zippel, 1987
26.10.1985	3		Zippel, 1987
19.01.1986	8		Mönke & Bick, 1988
21.01.1987	4		Mönke & Bick, 1988; Nadler & Mix, 1989
28. & 29.01.1987	3	beobachtet von sowj. Zoologen Bulabizew, vermutl. dieselben Ind. vom 21.1.	Mönke & Bick, 1988
27.11.1987	10		Lange & Naumann, 1990
27.02.1988	8		Lange & Naumann, 1990
23.12.1988	1		Lange & Naumann, 1990
25.12.1988	4		Lange & Naumann, 1990
29.12.1988	4		Lange & Naumann, 1990
15.01.1989	1		Lange & Naumann, 1990
29.01.1989	1		pers. Mittg. H. Grimm
13.02.1989	3		Lange & Naumann, 1990
18.02.1989	3		Lange & Naumann, 1990
13.02.1990	3	Fluchtdistanz ca. 25 m	pers. Mittg. H. Grimm
26.12.1990	1		Lumpe & Weidinger, 2000

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
08.02.1992	1		Lumpe & Weidinger, 2000
30.12.2000	12	Ardley Island, mehrmals kurz nacheinander gesehen	Braun, 2001
05.01.2001	10	Ardley Island	Braun, 2001
13.01.2005	8	M. Flores	Peter et al., 2008
22.01.2005	8	M. Flores	Peter et al., 2008
24.01.2005	4	M. Flores	Peter et al., 2008
29.01.2005	4	M. Flores	Peter et al., 2008
09.02.2005	7	M. Flores	Peter et al., 2008
06.02.2009	3		Peter et al., 2013
26.01.2010	1	laufend, dann wegfliegend	Peter et al., 2013
15.01.2011	1	wegfliegend gesehen und gehört	Peter et al., 2013
21.01.2011	1		Peter et al., 2013
29.11.2016	1	lebend	Braun et al., 2020b
16.12.2017	1	lebend	Braun et al., 2020b

D Anhang: Robbenwurfplätze an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands

Abbildung 100: Lage der Wurfplätze des Südlichen Seeelefanten (*Mirounga leonina*) und Weddellrobbe (*Leptonychotes weddellii*) an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85, 1986/87 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2019/20 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b; Einteilung der Buchten nach Peter et al., 2008, S. 45)

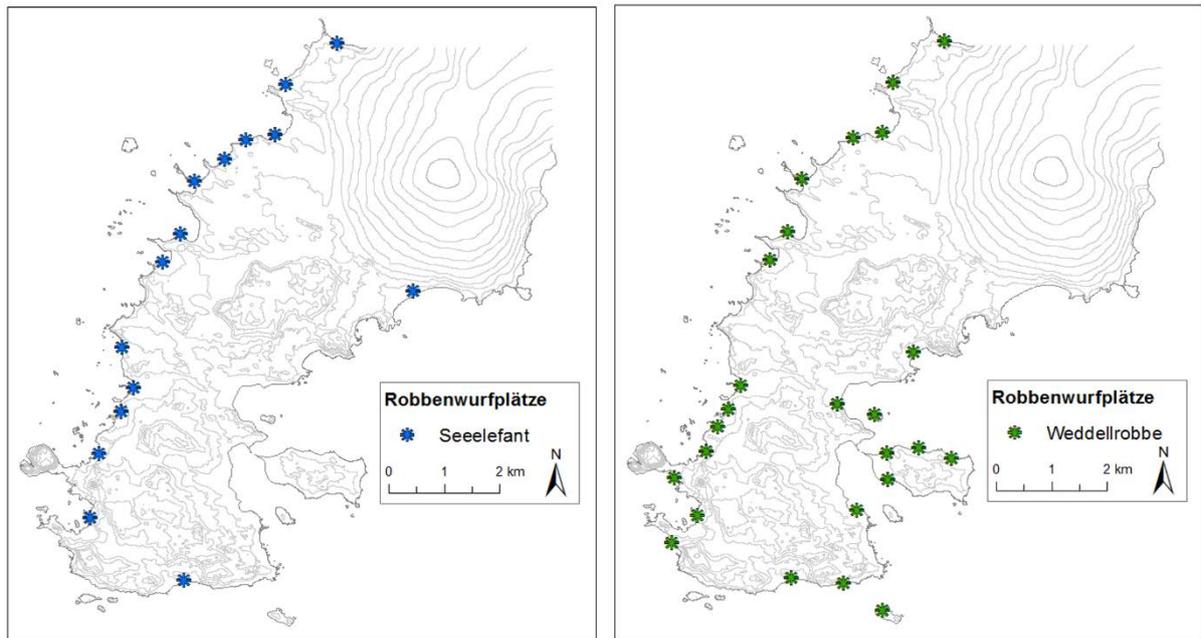


Abbildung 101: Lage der Wurfplätze des Antarktischen Seebären (*Arctocephalus gazella*) an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85, 1986/87 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und

2008/09 – 2019/20 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b)

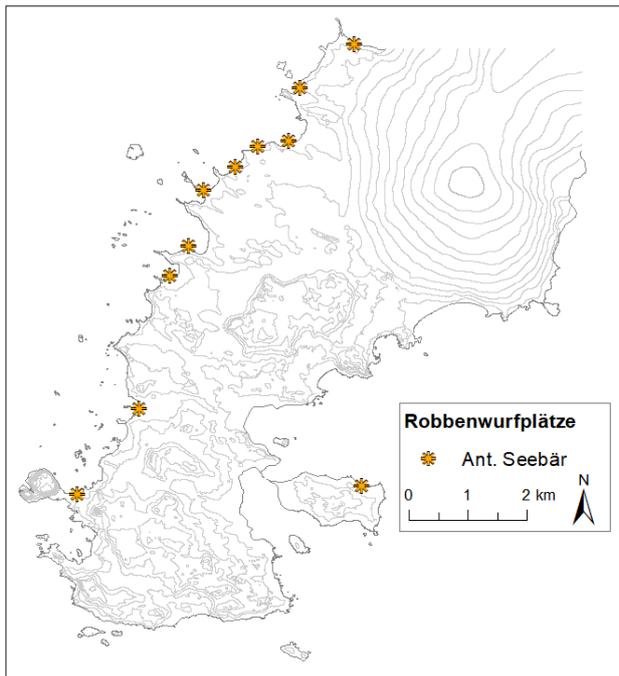
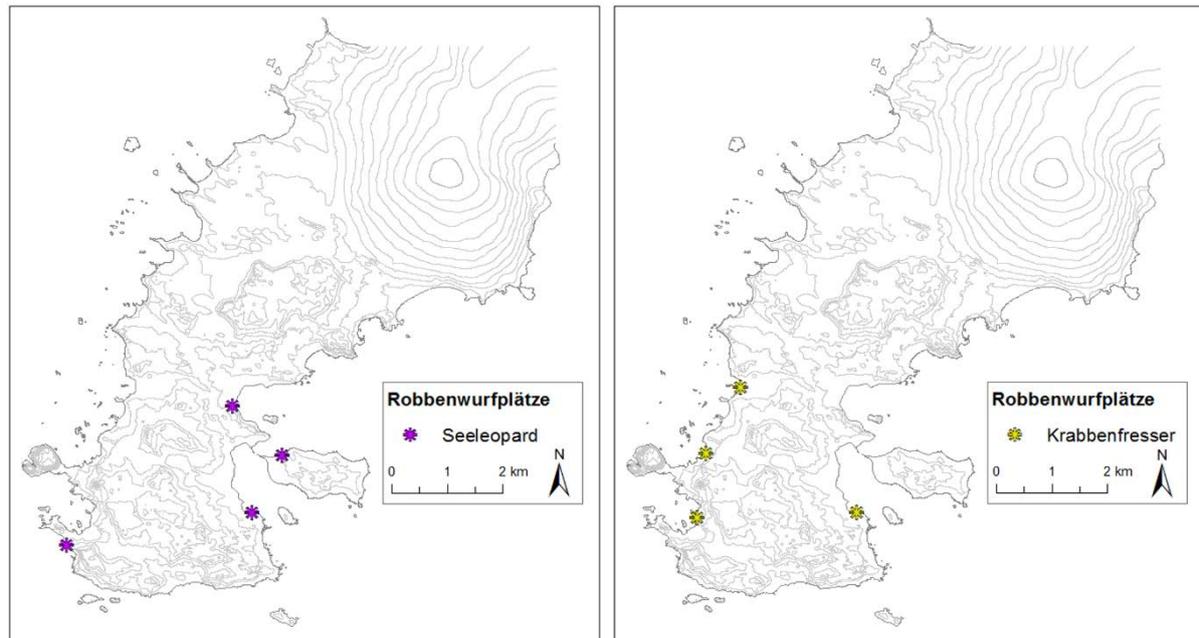


Abbildung 102: Lage der Wurfplätze des Seeleoparden (*Hydrurga leptonyx*) und Krabbenfressers (*Lobodon carcinophaga*) an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85, 1986/87 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2019/20 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b)



E Anhang: Brutvogel-Monitoring in den eisfreien Gebieten der Maxwell Bay

Tabelle 16: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (*Pygoscelis papua*), Zügelpinguin (*P. antarcticus*), Südlichem Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*) und Schwarzbauchmeerläufer (*Fregetta tropica*) auf Barton Peninsula; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt.

Saison	<i>P. papua</i>		<i>P. antarcticus</i>		<i>M. giganteus</i>		<i>O. oceanicus</i>		<i>F. tropica</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1965/66	43	White in: Croxall & Kirkwood, 1979	2.100	White in: Croxall & Kirkwood, 1979						
1966/67					159	Araya & Arrieta, 1971				
1980/81	464	Jablonski, 1984	6.298	Jablonski, 1984						
1983/84					120 - 140	Lorenz, 1984				
1984/85	ca. 500	Peter et al., 1988	2.500	Peter et al., 1988	140	Peter et al., 1988	ca. 25	Peter et al., 1988	0	Peter et al., 1988
1985/86	600	Rauscher et al., 1987	2.500-3.000	Rauscher et al., 1987						
1986/87	400-450	Mönke & Bick, 1988	1.000/1.750	Mönke & Bick, 1988/ Shuford & Spear, 1988a	min. 20	Mönke & Bick, 1988				
1988/89					26	Lange & Naumann, 1989				
1989/90	682	Republic of Korea, 2014	1.161	Republic of Korea, 2014						
1992/93	500	Republic of Korea, 2014	2.000	Republic of Korea, 2014						

	<i>P. papua</i>		<i>P. antarcticus</i>		<i>M. giganteus</i>		<i>O. oceanicus</i>		<i>F. tropica</i>	
1994/95	1.001	Republic of Korea, 2014	2.924	Republic of Korea, 2014						
2000/01	1.333	Republic of Korea, 2014	3.117	Republic of Korea, 2014						
2001/02	1.441	Republic of Korea, 2014	3.008	Republic of Korea, 2014						
2006/07	1.719	Republic of Korea, 2008	2.961	Republic of Korea, 2008	min . 9	Republic of Korea, 2008	min . 19	Republic of Korea, 2008		
2007/08	1.684	Republic of Korea, 2014	2.747	Republic of Korea, 2014						
2008/09	1.573	Republic of Korea, 2014	2.632	Republic of Korea, 2014						
2009/10	2.289	Republic of Korea, 2014	2.572	Republic of Korea, 2014						
2010/11	2.351	Republic of Korea, 2014	2.612	Republic of Korea, 2014	23	Kim et al., 2011	min . 50	Republic of Korea, 2014	min . 10	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2011/12	2.212	Republic of Korea, 2014	3.161	Republic of Korea, 2014	min . 11	Republic of Korea, 2014	min . 0	Republic of Korea, 2014	min . 0	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2012/13	2.366	Republic of Korea, 2014	3.304	Republic of Korea, 2014	62	J.-W. Jung, pers. Mittg.	min . 5	Republic of Korea, 2014	min . 1	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2013/14	2.378	Republic of Korea, 2014	3.157	Republic of Korea, 2014	min . 5	Republic of Korea, 2014	min . 10	Republic of Korea, 2014	min . 0	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2014/15	2.176	J.-W. Jung, pers. Mittg.	3.041	J.-W. Jung, pers. Mittg.	15	J.-W. Jung, pers. Mittg.	min . 1	Republic of Korea, 2014	min . 1	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2015/16	2.112	W. Y. Lee, pers. Mittg.	3.352	W. Y. Lee, pers. Mittg.	min . 10	J.-W. Jung, pers. Mittg.	min . 3	J.-W. Jung, pers. Mittg.	min . 1	J.-W. Jung, pers. Mittg.

	<i>P. papua</i>		<i>P. antarcticus</i>		<i>M. giganteus</i>		<i>O. oceanicus</i>		<i>F. tropica</i>	
2016/17	2.604	J.-W. Jung, pers. Mittg.	2.918	J.-W. Jung, pers. Mittg.	26	J.-W. Jung, pers. Mittg.	min. 2	J.-W. Jung, pers. Mittg.	min. 1	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2017/18	2.309	J.-H. Kim, pers. Mittg.	2.867	J.-H. Kim, pers. Mittg.	18	J.-H. Kim, pers. Mittg.				
2018/19	2.224	Republic of Korea, 2019	2.388	Republic of Korea, 2019	min. 15	Republic of Korea, 2019	min. 7	Republic of Korea, 2019		
2019/20	2.451	W. Y. Lee pers. Mittg.	2.353	W. Y. Lee pers. Mittg.						
2020/21	2.460	W. Y. Lee pers. Mittg.	2.416	W. Y. Lee pers. Mittg.						

Tabelle 17: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Kapsturmvogel (*Daption capense*), Weißgesichtsscheidenschnabel (*Chionis albus*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) und Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) auf Barton Peninsula; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt.

Saison	<i>D. capense</i>		<i>C. albus</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1983/84			min. 1	Lorenz, 1984				
1984/85			1	Peter et al., 1988	5	Peter et al., 1988	20	Peter et al., 1988
1985/86					23	Rauschert et al., 1987		
1986/87			0	Mönke & Bick, 1988				
2006/07			2	Republic of Korea, 2008	min. 6	Republic of Korea, 2008	min. 41	Republic of Korea, 2008
2010/11			1	Republic of Korea, 2014	min. 5	Republic of Korea, 2014	min. 38	Republic of Korea, 2014
2011/12			1	Republic of Korea, 2014	min. 5	Republic of Korea, 2014	min. 21	Republic of Korea, 2014

	<i>D. capense</i>		<i>C. albus</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>	
2012/13	0	J.-H. Kim, pers. Mittg.	1	J.-H. Kim, pers. Mittg.	min. 33	Lee et al., 2017b & J.-H. Kim, pers. Mittg.	min. 15	Republic of Korea, 2014
2013/14			2	Republic of Korea, 2014	min. 32	Lee et al., 2017b	min. 0	Republic of Korea, 2014
2014/15	2	J.-W. Jung, pers. Mittg.	3	J.-W. Jung, pers. Mittg.	36	J.-W. Jung, pers. Mittg.	13	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2015/16			min. 3	Jung, pers. Mittg.	min. 34	Lee et al., 2017b	min. 2	Lee et al., 2017b
2016/17	0	Jung, pers. Mittg.	1	Jung, pers. Mittg.	25	Jung, pers. Mittg.	min. 1	Jung, pers. Mittg.
2017/18			3	J.-H. Kim, pers. Mittg.	29	J.-H. Kim, pers. Mittg.		
2018/19			min. 5	Republic of Korea, 2019			min. 4	Republic of Korea, 2019

Tabelle 18: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (*Stercorarius antarcticus lonnbergi*), Südpolarskua (*S. maccormicki*), Hybrid-, Misch- und unbestimmten Skuapaaren (*Stercorarius spec.*) auf Barton Peninsula; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt.

Saison	<i>S. a lonnbergi</i>		<i>S. maccormicki</i>		<i>Stercorarius</i> -Misch- & Hybridpaare		<i>Stercorarius spec.</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1983/84							30	Lorenz, 1984
1984/85	10	Peter et al., 1988	1	Peter et al., 1988	0	Peter et al., 1988	0	Peter et al., 1988
1986/87							6-8	Mönke & Bick, 1988
2004/05	11	Kim et al., 2005	86	Kim et al., 2005	12	Kim et al., 2005	0	Kim et al., 2005
2005/06	11	Kim et al., 2009	100	Kim et al., 2009	11	Kim et al., 2009	0	Kim et al., 2009
2006/07	12	Kim et al., 2009	82	Kim et al., 2009	9	Kim et al., 2009	0	Kim et al., 2009

	<i>S. a lonnbergi</i>		<i>S. maccormicki</i>		Stercorarius-Misch- & Hybridpaare		Stercorarius spec.	
2007/08	4	Kim et al., 2009	25	Kim et al., 2009	1	Kim et al., 2009	0	Kim et al., 2009
2008/09			32	Kim & Ahn, 2011				
2009/10			98	Kim & Ahn, 2011				
2010/11	min. 10	Republic of Korea, 2011	min. 27	Republic of Korea, 2011	1	J.-W. Jung, pers. Mittg.		
2011/12	min. 5	Republic of Korea, 2011	min. 22	Republic of Korea, 2011	1	J.-W. Jung, pers. Mittg.		
2012/13	4	J.-H. Kim, pers. Mittg.	1	J.-H. Kim, pers. Mittg.	0	J.-H. Kim, pers. Mittg.	0	J.-H. Kim, pers. Mittg.
2013/14	7	Republic of Korea, 2019	2	J.-W. Jung, pers. Mittg.	0	J.-W. Jung, pers. Mittg.	0	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2014/15	10	J.-W. Jung, pers. Mittg.	11	J.-W. Jung, pers. Mittg.	1	J.-W. Jung, pers. Mittg.	0	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2015/16	min. 6	J.-W. Jung, pers. Mittg.	min. 100	J.-W. Jung, pers. Mittg.	min. 3	J.-W. Jung, pers. Mittg.	0	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2016/17	18	J.-W. Jung, pers. Mittg.	127	J.-W. Jung, pers. Mittg.	18	J.-W. Jung, pers. Mittg.	0	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2017/18	9	J.-H. Kim, pers. Mittg.	153	J.-H. Kim, pers. Mittg.	3	J.-H. Kim, pers. Mittg.	0	J.-H. Kim, pers. Mittg.
2018/19	min. 5	Republic of Korea, 2019	min. 7	Republic of Korea, 2019				

Tabelle 19: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Südlichem Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) und Antarktisseeschwalbe

(*Sterna vittata*) auf Weaver Peninsula; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt.

Saison	<i>M. giganteus</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1966/67	45	Araya & Arrieta, 1971				
1984/85					20	Peter et al., 1988
2008/09	0	Braun et al., 2020b				
2012/13	0	J.-H. Kim, pers. Mittg.	5	J.-H. Kim, pers. Mittg.		
2013/14	0	J.-H. Kim, pers. Mittg.	8	J.-H. Kim, pers. Mittg.		

Tabelle 20: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (*Stercorarius antarcticus lonnbergi*), Südpolarskua (*S. maccormicki*) und deren Misch- und Hybridpaaren auf Weaver Peninsula; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt.

Saison	<i>S. a lonnbergi</i>		<i>S. maccormicki</i>		Stercorarius-Misch- & Hybridpaare	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
2004/05	2	Kim et al., 2005	15	Kim et al., 2005	1	Kim et al., 2005
2012/13	0	J.-H. Kim, pers. Mittg.	0	J.-H. Kim, pers. Mittg.	0	J.-H. Kim, pers. Mittg.
2013/14	0	J.-H. Kim, pers. Mittg.	0	J.-H. Kim, pers. Mittg.	0	J.-H. Kim, pers. Mittg.

Tabelle 21: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*), Südpolarskua (*Stercorarius maccormicki*), Misch- und Hybridpaaren sowie unbestimmten Skuapaaren (*Stercorarius spec.*) auf Green Point; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt.

Saison	<i>L. dominicanus</i>		<i>S. maccormicki</i>		Stercorarius - Misch- & Hybridpaare		Stercorarius spec.		<i>S. vittata</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	B P	Quelle

	<i>P. papua</i>		<i>P. adeliae</i>		<i>P. antarcticus</i>		<i>A. patagonicus</i>	
1966/67	ca. 1.500	Araya & Arrieta, 1971	ca. 7.500	Araya & Arrieta, 1971	ca. 1.100	Araya & Arrieta, 1971		
1971/72	ca. 1.000	Müller-Schwarze & Müller-Schwarze, 1975	ca. 18.000	Müller-Schwarze & Müller-Schwarze, 1975	ca. 200	Müller-Schwarze & Müller-Schwarze, 1975		
1980/81	2.584	Jablonski, 1984	18.412	Jablonski, 1984	495	Jablonski, 1984		
1984/85	ca. 1.900	Peter et al., 1988	ca. 17.000	Peter et al., 1988	350	Peter et al., 1988		
1985/86	2.500	Rauschert et al., 1987	16.000-17.000	Rauschert et al., 1987	500	Rauschert et al., 1987		
1986/87	750-1.000	Shuford & Spear, 1988b			75-100	Shuford & Spear, 1988a, b		
1987/88	900	Nadler & Mix, 1989	14.100 / 15.491	Mönke & Bick, 1988 / Aguirre, 1995				
1988/89	2.325	Aguirre, 1995	14.554	Aguirre, 1995	265	Aguirre, 1995		
1995/96	2.236	Carlini et al., 2009	9.087	Carlini et al., 2009				
2000/01	3.083	Juárez et al., 2020	ca. 7.300	Schuster, 2010	präsent	Schuster, 2010		
2001/02			ca. 5.500	Schuster, 2010	präsent	Schuster, 2010		
2002/03					45	Silvestro et al., 2015		
2003/04					10	Silvestro et al., 2015		
2006/07	3.764	Carlini et al., 2009	3.412	Carlini et al., 2009				
2007/08			2.003 (Hochrechnung)	Juárez et al., 2013				
2008/09	4.321	Juárez et al., 2013	3.910	Juárez et al., 2013				
2009/10	3.192	Juárez et al., 2020	2.938	Juárez et al., 2013	0	Schuster, 2010		

	<i>P. papua</i>		<i>P. adeliae</i>		<i>P. antarcticus</i>		<i>A. patagonicus</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
2010/11	4.631	Juárez et al., 2013	3.426	Juárez et al., 2013				
2011/12	3.932	Juárez et al., 2013	3.254	Juárez et al., 2013			1	Juárez et al., 2013
2012/13							1	Juárez et al., 2013
2013/14			3.703	Juárez et al., 2013	1	Silvestro et al., 2015	1	Juárez et al., 2017
2014/15							1	Juárez et al., 2017
2015/16							1	N. Küpper, pers. Mittg.
2016/17							1	N. Küpper, pers. Mittg.
2017/18							1	N. Küpper, pers. Mittg.
2018/19	5.383	Juárez et al., 2020						

Tabelle 23: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Südlichem Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), Kapsturmvogel (*Daption capense*), Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*) und Schwarzbauchmeerläufer (*Fregetta tropica*) auf Potter Peninsula; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben (* Erfassung nur innerhalb des ASPAs); siehe auch Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b.

Saison	<i>M. giganteus</i>		<i>D. capense</i>		<i>O. oceanicus</i>		<i>F. tropica</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1958/59	30	Patterson et al., 2008						
1966/67	78 / 95	Araya & Arrieta, 1971 / Patterson et al., 2008			ca. 530	Araya & Arrieta, 1971	0	Araya & Arrieta, 1971
1969/70	39	Patterson et al., 2008						
1983/84	ca. 120	Lorenz, 1984						

	<i>M. giganteus</i>		<i>D. capense</i>		<i>O. oceanicus</i>		<i>F. tropica</i>	
1984/85	ca. 59	Peter et al., 1988	0	Peter et al., 1988	ca. 100	Peter et al., 1988	0	Peter et al., 1988
1985/86			3	Rauschert et al., 1987	82	Rauschert et al., 1987		
1988/89	75	Aguirre, 1995	0	Aguirre, 1995	100-200	Aguirre, 1995	präsent	Aguirre, 1995
1995/96	78	Patterson et al., 2008			1.520-2.280	Hahn et al., 1998	160-213	Hahn et al., 1998
1997/98	46	Hahn et al., 1998						
2006/07	87	ACAP, 2021a						
2010/11	min. 44	Republic of Korea, 2011						

Tabelle 24: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Weißgesichtsscheidenschnabel (*Chionis albus*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*), Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) und Blauaugenscharben (*Leucocarbo bransfieldensis*) auf Potter Peninsula; Bei Blauaugenscharben wurde nach 1990 die Kolonie auf dem vorgelagerten Felsen Low Rock gezählt. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben; siehe auch Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b.

Saison	<i>C. albus</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>		<i>L. bransfieldensis</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1966/67	ca. 30	Araya & Arrieta, 1971	min. 10	Araya & Arrieta, 1971				
1984/85	12	Peter et al., 1988	25	Peter et al., 1988	55	Peter et al., 1988	2	Peter et al., 1988
1985/86	14	Rauschert et al., 1987	15	Rauschert et al., 1987				
1987/88	6	Favero, 1993			358	Favero, 1994		
1988/89	15	Aguirre, 1995	44	Aguirre, 1995	100-200	Aguirre, 1995	präsent (Low Rock)	Aguirre, 1995
1991/92							8 (Low Rock)	Casaux & Barrera-Oro, 2006

	<i>C. albus</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>		<i>L. bransfieldensis</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1992/93							7 (Low Rock)	Casaux & Barrera-Oro, 2006
1993/94							8 (Low Rock)	Casaux & Barrera-Oro, 2006
1997/98					ca. 250	Hahn et al., 1998	präsent	Hahn et al., 1998
1998/99							5 (Low Rock)	Casaux & Barrera-Oro, 2006
1999/2000							3 (Low Rock)	Casaux & Barrera-Oro, 2006
2000/01							1 (Low Rock)	Casaux & Barrera-Oro, 2006

Tabelle 25: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (*Stercorarius antarcticus lonnbergi*), Südpolarskua (*S. maccormicki*), Misch- und Hybridpaaren (*Stercorarius*-Misch- & Hybridpaare) sowie unbestimmten Skuapaaren (*Stercorarius spec.*) auf Potter Peninsula. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben (* Erfassung nur innerhalb des ASPAs); siehe auch Braun et al., 2017a; Braun et al., 2020b.

Saison	<i>S. a lonnbergi</i>		<i>S. maccormicki</i>		Stercorarius-Misch- & Hybridpaare		Stercorarius spec.	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1966/67	8 (inkl. 1 Trio)	Araya & Arrieta, 1971	1	Araya & Arrieta, 1971				
1984/85	6	Peter et al., 1988	1	Peter et al., 1988	0	Peter et al., 1988	0	Peter et al., 1988
1985/86							6	Rauschert et al., 1987
1988/89	20	Aguirre, 1995	2	Aguirre, 1995	0	Aguirre, 1995	0	Aguirre, 1995
1993/94	35	Hahn et al., 1998	40	Hahn et al., 1998	10	Hahn et al., 1998	0	Hahn et al., 1998
1994/95	29	Hahn et al., 1998	41	Hahn et al., 1998	7	Hahn et al., 1998	0	Hahn et al., 1998

	<i>S. a lonnbergi</i>		<i>S. maccormicki</i>		Stercorarius-Misch- & Hybridpaare		<i>Stercorarius spec.</i>	
1995/96	31	Hahn & Peter, 2003	13	Hahn & Peter, 2003	3	Hahn & Peter, 2003	0	M. Ritz, pers. Mittg.
1997/98	26	Hahn et al., 1998	44	Hahn et al., 1998	13	Hahn et al., 1998	0	Hahn et al., 1998
1998/99	26	Hahn & Peter, 2003	45	Hahn & Peter, 2003	7	Hahn & Peter, 2003	0	M. Ritz, pers. Mittg.
1999/2000	30	Hahn & Peter, 2003	44	Hahn & Peter, 2003	17	Hahn & Peter, 2003	0	M. Ritz, pers. Mittg.
2000/01	32	Hahn & Peter, 2003	54	Hahn & Peter, 2003	16	Hahn & Peter, 2003	0	M. Ritz, pers. Mittg.
2001/02	35	Hahn et al., 2007	63	Hahn et al., 2007	14	Hahn et al., 2007	0	M. Ritz, pers. Mittg.
2002/03	29	Hahn et al., 2007	33	Hahn et al., 2007	8	Hahn et al., 2007	0	M. Ritz, pers. Mittg.
2003/04	14	Hahn et al., 2007	49	Hahn et al., 2007	4	Hahn et al., 2007	0	M. Ritz, pers. Mittg.
2004/05	34	Krietsch et al., 2016	68	Krietsch et al., 2016	17	Krietsch et al., 2016	4	M. Kopp, pers. Mittg.
2005/06	28	Krietsch et al., 2016	76	Krietsch et al., 2016	17	Krietsch et al., 2016	3	M. Kopp, pers. Mittg.
2006/07	35	Krietsch et al., 2016	81	Krietsch et al., 2016	18	Krietsch et al., 2016	1	S. Lisovski, pers. Mittg.
2010/11	min. 6*	Republic of Korea, 2011	min. 2*	Republic of Korea, 2011	0*	Republic of Korea, 2011	0*	Republic of Korea, 2011
2012/13	11	Graña Grilli, 2014	0	Graña Grilli, 2014	0	Graña Grilli, 2014	0	Graña Grilli, 2014
2013/14	14	Graña Grilli, 2014	0	Graña Grilli, 2014	0	Graña Grilli, 2014	0	Graña Grilli, 2014

Tabelle 26: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (*Pygoscelis papua*), Adéliepinguin (*P. adeliae*), Zügelpinguin (*P. antarcticus*), Südlichem

Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*) und Kapsturmvogel (*Daption capense*) am Duthoit Point; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt.

Saison	<i>P. papua</i>		<i>P. adeliae</i>		<i>P. antarcticus</i>		<i>M. giganteus</i>		<i>D. capense</i>	
	BP	Quelle	B P	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	B P	Quelle
1985/86	ca. 5.000	Rauschert et al., 1987	0	Rauschert et al., 1987	(3.000-4.000)	(Rauschert et al., 1987 = vermutl. fehlerhafte Angabe)	194	Rauschert et al., 1987	5	Rauschert et al., 1987
1986/87	1.700 / 800-850	Mönke & Bick, 1988 / Shuford & Spear, 1988b	0	Mönke & Bick, 1988	0	Mönke & Bick, 1988	54	Mönke & Bick, 1988	0	Mönke & Bick, 1988
1993/94	1.828	Coria et al., 1995	1	Coria et al., 1995	0	Coria et al., 1995	118	Coria et al., 1995	14	Coria et al., 1995
2012/13	ca. 1.800	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	ca. 55	Braun et al., 2017a		
2017/18	2.382	Braun et al., 2020b	0	Braun et al., 2020b	0	Braun et al., 2020b	22	Braun et al., 2020b	0	Braun et al., 2020b
2018/19	ca. 2.860	vorliegen de Studie	0	vorliegen de Studie	0	vorliegen de Studie	13	vorliegen de Studie	0	vorliegen de Studie

Tabelle 27: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*), Schwarzbauchmeerläufer (*Fregetta tropica*), Weißgesichtsscheidenschnabel (*Chionis albus*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) und Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) am Duthoit Point; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben; Alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt.

Saison	<i>O. oceanicus</i>		<i>F. tropica</i>		<i>C. albus</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1985/86	ca. 150	Rauschert et al., 1987			2 / 3	Rauschert et al., 1987 / Mönke & Bick, 1988	0	Rauschert et al., 1987	22	Rauschert et al., 1987
1986/87					1	Mönke & Bick, 1988				
1993/94	min. 2	Coria et al., 1995	min. 4	Coria et al., 1995	2	Coria et al., 1995	18	Coria et al., 1995	29	Coria et al., 1995

	<i>O. oceanicus</i>		<i>F. tropica</i>		<i>C. albus</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>	
2012/13					1	Braun et al., 2017a	5	Braun et al., 2017a		
2017/18	min. 2	Braun et al., 2020b			0	Braun et al., 2020b	29	Braun et al., 2020b	20	Braun et al., 2020b
2018/19					1	vorliegende Studie	8	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie

Tabelle 28: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (*Stercorarius antarcticus lonnbergi*), Südpolarorka (*S. maccormicki*), Misch- & Hybridpaaren (*Stercorarius* - Misch- & Hybridpaare) sowie unbestimmten Skuapaaren (*Stercorarius spec.*) und Blauaugenscharben (*Leucocarbo bransfieldensis*) am Duthoit Point; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt.

Saison	<i>S. a. lonnbergi</i>		<i>S. maccormicki</i>		Stercorarius-Misch- & Hybrid-Paare		Stercorarius spec.		<i>L. bransfieldensis</i>	
	B P	Quelle	B P	Quelle	B P	Quelle	B P	Quelle	BP	Quelle
1985/86							4	Rauschert et al., 1987		
1986/87									96/100	Mönke & Bick, 1988 / Shuford & Spear, 1988b
1990/91									163	Casaux & Barrera-Oro, 1993
1992/93									140	Casaux & Barrera-Oro, 2006
1993/94	5	Coria et al., 1995	1	Coria et al., 1995	0	Coria et al., 1995	0	Coria et al., 1995	133	Coria et al., 1995
1994/95									120	Casaux, 1998
1995/96									104	Casaux, 1998
1996/97									79	Casaux, 1998
1997/98									73	Casaux & Barrera-Oro, 2006

	<i>S. a. lonnbergi</i>		<i>S. maccormicki</i>		Stercorarius-Misch- & Hybrid-Paare		Stercorarius spec.		<i>L. bransfieldensis</i>	
1998/99									77	Casaux & Barrera-Oro, 2006
1999/2000									64	Casaux & Barrera-Oro, 2006
2000/01									66	Casaux & Barrera-Oro, 2006
2001/02									48	Casaux & Barrera-Oro, 2006
2002/03									42	Casaux & Barrera-Oro, 2006
2003/04									36	Casaux & Barrera-Oro, 2006
2004/05									32	Casaux & Barrera-Oro, 2006
2006/07	2	S. Lisovski, pers. Mittg.	3	S. Lisovski, pers. Mittg.	2	S. Lisovski, pers. Mittg.	2	S. Lisovski, pers. Mittg.		
2008/09									41	Casaux & Barrera-Oro, 2016
2012/13	2	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	ca. 55	Braun et al., 2017a
2017/18	3	Braun et al., 2020b	7	Braun et al., 2020b	3	Braun et al., 2020b	14	Braun et al., 2020b	69	Braun et al., 2020b
2018/19	2	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	81	vorliegende Studie

Tabelle 29: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Südlichem Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), Kapsturmvogel (*Daption capense*), Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*) und Schwarzbauchmeerläufer (*Fregetta tropica*) auf Stansbury Peninsula; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.)

angegeben; später Zähltermin durch * markiert; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt.

Saison	<i>M. giganteus</i>		<i>D. capense</i>		<i>O. oceanicus</i>		<i>F. tropica</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1979/80	11	Bannasch & Odening, 1981	ca. 75	Bannasch & Odening, 1981				
1984/85	47	Peter et al., 1988	10	Peter et al., 1988	2	Peter et al., 1988	1	Peter et al., 1988
1985/86	22	Rauschert et al., 1987	25	Rauschert et al., 1987				
1986/87	15-20	Mönke & Bick, 1988						
1987/88	min. 9	Lange & Naumann, 1989						
1988/89	24	Lange & Naumann, 1989						
1990/91	25	Lumpe & Weidinger, 2000						
1991/92	29	Lumpe & Weidinger, 2000	ca. 800	Lumpe & Weidinger, 2000	100-500	Lumpe & Weidinger, 2000	6-10	Lumpe & Weidinger, 2000
2002/03	32	S. Pfeiffer, pers. Mittg.						
2008/09	63	Braun et al., 2017a						
2009/10	65	Braun et al., 2017a						
2010/11	50	Braun et al., 2017a						
2011/12	61	Braun et al., 2017a						
2012/13	48	Braun et al., 2017a	min. 8	Braun et al., 2017a				
2013/14	min. 71*	Braun et al., 2017a						
2014/15	61	Braun et al., 2017a	min. 2	Braun et al., 2017a				

	<i>M. giganteus</i>		<i>D. capense</i>		<i>O. oceanicus</i>		<i>F. tropica</i>	
2015/16	min. 52 *	Braun et al., 2020b						
2016/17	68	Braun et al., 2020b						
2017/18	51	Braun et al., 2020b						
2018/19	56	vorliegende Studie						

Tabelle 30: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Weißgesichtsscheidenschnabel (*Chionis albus*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) und Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) auf Stansbury Peninsula; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben, alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt.

Saison	<i>C. albus</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1984/85	1	Peter et al., 1988	0	Peter et al., 1988	0	Peter et al., 1988
1985/86	1	Rauschert et al., 1987	5	Rauschert et al., 1987	28	Rauschert et al., 1987
1991/92	0	Lumpe & Weidinger, 2000	8	Lumpe & Weidinger, 2000	100	Lumpe & Weidinger, 2000
2009/10	0	Braun et al., 2017a				
2010/11	0	Braun et al., 2017a			min. 6	Braun et al., 2017a
2012/13	0	Braun et al., 2017a	min. 1	Braun et al., 2017a		
2013/14	0	Braun et al., 2017a				
2014/15	0	Braun et al., 2017a				
2017/18	0	Braun et al., 2020b			min. 2	Braun et al., 2020b
2018/19	0	vorliegende Studie				

Tabelle 31: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (*Stercorarius antarcticus lonnbergi*), Südpolarskua (*S. maccormicki*), Misch- und Hybridpaaren (*Stercorarius-*

Misch- & Hybridpaare) sowie unbestimmten Skuapaaren (*Stercorarius spec.*) auf Stansbury Peninsula; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt.

Saison	<i>S. a lonnbergi</i>		<i>S. maccormicki</i>		Stercorarius -Misch- & Hybridpaare		<i>Stercorarius spec.</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1985/85	0	Peter et al., 1988	0	Peter et al., 1988	0	Peter et al., 1988	0	Peter et al., 1988
1985/86							5	Rauschert et al., 1987
1989/90							6	H. Grimm, pers. Mittg.
1991/92	9	Lumpe & Weidinger, 2000	20	Lumpe & Weidinger, 2000	1	Lumpe & Weidinger, 2000	0	Lumpe & Weidinger, 2000
2009/10	0	Braun et al., 2017a	1	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	4	Braun et al., 2017a
2010/11	0	Braun et al., 2017a	12	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	15	Braun et al., 2017a
2012/13	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a
2013/14	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a
2014/15	min. 1	Braun et al., 2017a						
2015/16							min. 1	Braun et al., 2020b
2016/17	min. 1	Braun et al., 2020b					min. 1	Braun et al., 2020b
2018/19	1	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie

Tabelle 32: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (*Pygoscelis papua*), Zügelpinguin (*P. antarcticus*), Südlichem Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), Kapsturmvogel (*Daption capense*) und Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*) auf Cabo Cariz; alle Änderungen zu Braun et al., 2020b fett gedruckt.

Saison	<i>P. papua</i>		<i>P. antarcticus</i>		<i>M. giganteus</i>		<i>D. capense</i>		<i>O. oceanicus</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	B P	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle

	<i>P. papua</i>		<i>P. antarcticus</i>		<i>M. giganteus</i>		<i>D. capense</i>		<i>O. oceanicus</i>	
	B P	Quelle	BP	Quelle	B P	Quelle	B P	Quelle	BP	Quelle
1984/85	0	Peter et al., 1988	1.000	Peter et al., 1988	1 7	Peter et al., 1988	10	Peter et al., 1988	ca. 25	Peter et al., 1988
1985/86	10 0	Rauschert et al., 1987 (vermutlich fehlerhafte Angabe)	8.000 - 10.000	Rauschert et al., 1987	3 4	Rauschert et al., 1987	55	Rauschert et al., 1987	65	Rauschert et al., 1987
1986/87	0	Mönke & Bick, 1988	300 / 250- 500	Mönke & Bick, 1988 / Shuford & Spear, 1988b	1 1	Mönke & Bick, 1988				
1991/92	0	Lumpe & Weidinger, 2000	800	Lumpe & Weidinger, 2000	8	Lumpe & Weidinger, 2000	ca. 30 0	Lumpe & Weidinger, 2000	10 - 50	Lumpe & Weidinger, 2000
2015/16	0		549	Braun et al., 2020b						
2016/17	0		791 ± 48	Pfeifer et al., 2019						
2017/18	0	Braun et al., 2020b			3 0	Braun et al., 2020b	4	Braun et al., 2020b		
2018/19	0	vorliegende Studie	ca. 330	vorliegende Studie	2 9	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie		
2019/20	0	vorliegende Studie	ca. 350	vorliegende Studie	3 9	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie		

Tabelle 33: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Weißgesichtsscheidenschnabel (*Chionis albus*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*), Brauner Skua (*Stercorarius antarcticus lonnbergi*), unbestimmten Skuapaaren (*Stercorarius spec.*) und Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) auf Cabo Cariz, Veränderungen zu Braun et al., 2017 fett gedruckt; alle Änderungen zu Braun et al., 2020Braun et al., 2020b fett gedruckt.

Saison	<i>C. albus</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. a. lonnbergi</i>		<i>Stercorarius spec.</i>		<i>S. vittata</i>	
	B P	Quelle	BP	Quelle	B P	Quelle	B P	Quelle	BP	Quelle
1984/85	1	Peter et al., 1988	30	Peter et al., 1988	1	Peter et al., 1988	0	Peter et al., 1988	0	Peter et al., 1988

	<i>C. albus</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. a. lonnbergi</i>		<i>Stercorarius spec.</i>		<i>S. vittata</i>	
1985/86	4	Rauschert et al., 1987	12	Rauschert et al., 1987			2	Rauschert et al., 1987	13	Rauschert et al., 1987
1986/87	0	Mönke & Bick, 1988								
1991/92	1	Lumpe & Weidinger, 2000	1	Lumpe & Weidinger, 2000	3	Lumpe & Weidinger, 2000	0	Lumpe & Weidinger, 2000	0	Lumpe & Weidinger, 2000
2017/18	0	Braun et al., 2020b	9	Braun et al., 2020b	1	Braun et al., 2020b	1	Braun et al., 2020b	min . 1	Braun et al., 2020b
2018/19	0	vorliegende Studie	min . 1	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	1	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie
2019/20	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	1	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie

F Anhang: Meteorologische Daten der Station Bellingshausen

Tabelle 34: Monats-, Jahres- und Jahreszeitenmittelwerte und Variationsbreiten der Temperatur und des Niederschlags der Station Bellingshausen im Vergleichszeitraum 1969 – 1920, Datenquelle: <http://www.aari.aq/data/catalogue.html>

Zeitraum	Temperatur [°C]			Niederschlag [mm]		
	Mittelwert	Min.	Max.	Mittelwert	Min.	Max.
Januar	1,5	0,1	2,8	55,7	13,5	133,8
Februar	1,6	-0,1	2,7	65,6	22,7	120,1
März	0,5	-1,8	2,6	75,0	17,3	122,9
April	-1,6	-4,8	0,9	64,1	25,1	134,9
Mai	-3,4	-8,7	-0,8	59,8	12,6	105,5
Juni	-5,3	-9,6	-1,2	53,0	20,7	133,9
Juli	-6,3	-13,8	-1,1	56,9	11,9	173,0
August	-6,1	-11,5	-2,1	61,0	13,8	157,5
September	-4,4	-8,1	-1,3	58,6	24,7	105,4
Oktober	-2,6	-6,0	-0,8	53,1	23,1	116,3
November	-1,1	-2,9	0,3	45,8	11,7	101,1
Dezember	0,3	-1,5	1,8	46,3	14,3	83,7
Jahr	-2,2	-4,0	-0,7	683,7	83,2	991,6
Frühjahr (Sept. – Nov.)	-2,70	-4,73	-0,93	52,8	27,1	90,8
Sommer (Dez. – Feb.)	1,11	-0,50	2,03	55,6	32,4	78,9
Herbst (März – Mai)	-1,6	-4,0	0,6	66,3	34,6	94,0
Winter (Juni – August)	-5,9	-10,47	-1,80	59,3	35,4	110,7

Tabelle 35: Ergebnisse der linearen Regression der monatlichen und saisonalen Temperaturentwicklung an der Station Bellingshausen; Angegeben sind die Änderungen über den gesamten Messzeitraum (ΔT) \pm Standardfehler, Signifikanz

**(p) und Bestimmtheitsmaß (R²), Datenquelle:
<https://legacy.bas.ac.uk/met/READER/surface/stationpt.html>**

Zeitraum	ΔT [K]	p	R ²	Messzeitraum
Januar	+0,17 ± 0,32	0,601	0,005	1969-2020
Februar	+0,17 ± 0,34	0,614	0,005	1969-2020
März	+0,82 ± 0,39	0,038	0,080	1968-2021
April	+0,66 ± 0,66	0,320	0,019	1968-2021
Mai	+2,70 ± 0,82	0,002	0,172	1968-2021
Juni	+2,31 ± 0,96	0,02	0,101	1968-2021
Juli	+2,02 ± 1,35	0,14	0,042	1968-2021
August	+1,95 ± 1,02	0,062	0,067	1968-2020
September	+0,16 ± 0,82	0,843	0,001	1968-2020
Oktober	+0,27 ± 0,54	0,622	0,005	1968-2020
November	+0,03 ± 0,38	0,935	0,011	1968-2020
Dezember	-0,33 ± 0,31	0,291	0,022	1968-2020
Jahr	+0,89 ± 0,35	0,014	0,340	1968-2020
Frühjahr (Sept. – Nov.)	+0,15 ± 0,42	0,719	0,003	1969-2020
Sommer (Dez. – Feb.)	+0,00 ± 0,26	0,990	< 0,001	1969-2020
Herbst (März – Mai)	+1,31 ± 0,45	0,006	0,140	1968-2020
Winter (Juni – August)	+1,96 ± 0,85	0,025	0,094	1968-2020

**Tabelle 36: Ergebnisse der linearen Regression der monatlichen und saisonalen Niederschlagsentwicklung an der Station Bellingshausen; Angegeben sind die Änderung über den gesamten Messzeitraum (ΔN) ± Standardfehler, Signifikanz (p) und Bestimmtheitsmaß (R²), Datenquelle:
<http://www.aari.aq/data/catalogue.html>**

Zeitraum	ΔN [mm]	p	R ²	Messzeitraum
Januar	+22,63 ± 11,18	0,048	0,742	1969-2020
Februar	-8,37 ± 8,42	0,325	0,019	1969-2020

Zeitraum	ΔN [mm]	p	R ²	Messzeitraum
März	+18,02 ± 11,34	0,118	0,047	1968-2021
April	-8,64 ± 10,44	0,411	0,013	1968-2021
Mai	-1,84 ± 9,91	0,853	0,001	1968-2021
Juni	-3,26 ± 11,82	0,783	0,002	1968-2021
Juli	-4,64 ± 14,95	0,758	0,002	1968-2021
August	-22,00 ± 13,99	0,122	0,046	1968-2020
September	-8,16 ± 9,70	0,403	0,014	1968-2020
Oktober	+6,47 ± 9,96	0,521	0,008	1968-2020
November	-4,92 ± 7,90	0,536	0,008	1968-2020
Dezember	-3,70 ± 8,11	0,651	0,004	1968-2020
Jahr	-1,38 ± 4,26	0,746	0,002	1968-2020
Frühjahr (Sept. – Nov.)	-2,22 ± 6,04	0,715	0,003	1969-2020
Sommer (Dez. – Feb.)	+2,24 ± 5,30	0,676	0,004	1969-2020
Herbst (März – Mai)	+2,53 ± 6,31	0,69	0,004	1968-2020
Winter (Juni – August)	-6,84 ± 7,21	0,347	0,017	1968-2020

G Anhang: Informationen und Anleitung zur Erfassung von Meeressmüll

MARINE DEBRIS COLLECTED DURING BEACH SURVEYS INFORMATION & INSTRUCTIONS

Protection of the Antarctic marine environment is a matter of concern to CCAMLR since the general health of the environment affects the species covered by the Convention. As a consequence, the monitoring of marine debris and its impact on marine biota has been a permanent item on the Commission and Scientific Committee agendas.	
CCAMLR Members monitor marine debris at several coastal sites in the Convention Area.	
This form is designed for the collection of marine debris collected in beach surveys. Each survey should be reported on a new form.	
Sampling Unit: describes the site chosen for the survey.	
Survey Details: If using Procedure B (monthly surveys during field season) all dates must be provided. If using Procedure A (annual surveys) then only boxes 15 & 16 need to be entered.	
Item Code - Description: Use the drop down list as a guide to select the appropriate code.	
The number of each item should be recorded along with weight (if known).	
Size of debris item is categorised as follows: S = small (< 2.5cm), M = medium (2.5cm to 10cm), L = large (> 10cm to 1m), and VL = very large (> 1m).	
If country of origin is known give details in the Country/Comments field.	
Comments: Any other relevant information should be provided in the comments section.	
Once completed this form should be submitted to the CCAMLR Secretariat (data@ccamlr.org).	
Any correspondence regarding marine debris should be addressed to:	
Emily Grilly Scientific Support Officer CCAMLR Secretariat PO Box 213 North Hobart Tasmania 7002 Australia Emily.Grilly@ccamlr.org	 <p>CCAMLR Ph 61 3 62101111 Fax 61 3 6224874 E-mail data@ccamlr.org</p>

H Anhang: CCAMLR-Formblatt zur Erfassung von Meeresmüll

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	
2	CCAMLR Data Form - Marine Debris										 CCAMLR Ph 61 3 62101111 Fax 61 3 62248744 E-mail datae@ccamlr.org		
3	Marine Mammal Entanglements												
6	DATA CONTACT												
7	1	Date of preparation (dd/mm/yy)											
8	2	Member			Select code >>								
9	3	Researcher contact											
10	4	Organisation											
11	5	Area/Subarea/Division			Select code >>								
12	6	Site designator			Select code >>								
13	7	Split year											
14	8	Latitude (if observed at sea)											
15	9	Longitude (if observed at sea)											
16	ENTANGLEMENT DATA										Age	Material Code	Severity
17		Species	Date (dd/mm/yy)	Status Alive/Dead	Sex	Age	Description	Material code	Severity	Removed Y/N	Comments		
18	10												
19	11												
20	12												
21	13												
22	14												
23	15												
24	16												
25	17												
26	18												
27	COMMENTS										Office use only		
28	19										ID		
29											Entered		
30											Checked		
31													
32													

I Anhang: Publikationen und Beiträge von Projektmitarbeitenden im Berichtszeitraum (2018 – 2021)

Publikationen

Braun, C., Esefeld, J., Fedorova, I., **Peter, H.-U.** (in Vorb.): Decadal changes in a breeding population of southern giant petrels (*Macronectes giganteus*) in response to human activities in the Fildes Region, King George Island, South Shetland Island

Küpper, N.D., Böhm, L., **Braun, C.**, Bustamante, P., Düring, R.-A., Libertelli, M.M., Quillfeldt, P. (eingereicht): Decreasing trends in persistent organic pollutants and mercury in a colony of Antarctic seabirds between 1998 and 2016. *Polar Biology*

Braun, C., Esefeld, J., Savelieva, L., **Peter, H.-U.** (2021): Population decline of the cape petrel (*Daption capense*) on King George Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Polar Biology* 44: 1795-1801

Prater, I., Hrbacek, F., **Braun, C.**, Vidal, Al., Nyvlt, D., Meier, L.A., Mueller, C.W. (2021): Vegetation patches form hot spots for soil development and organic matter storage on polar islands. *Geoderma* 27: e00429

Braun, C., Rümmler, M.-C., Esefeld, J., **Peter, H.-U.** (2020): Überwachung der klimabedingten Veränderungen terrestrischer und mariner Ökosysteme in der Maxwell Bay (King George Island, Antarktis). Im Auftrag des Umweltbundesamts, Texte 143/2020, Dessau-Roßlau

Mustafa, O., Firla, M., **Grämer, H.**, Hallabrin, M., Haucke, M., Knetsch, S., Maercker, J., Rümmler, M.-C., **Senf, M.**, Wagner, R. (2020): Monitoring von Pinguinkolonien in der Antarktis mithilfe von Fernerkundungsdaten. Im Auftrag des Umweltbundesamts, Texte 112/2020, Dessau-Roßlau

Yinda, K.C., Esefeld, J., **Peter, H.-U.**, Matthijssens, J. & Zell, R. (2019): Penguin megrovirus, a novel picornavirus from an Adélie penguin (*Pygoscelis adeliae*). *Archives of Virology* 164, 2887-2890

Pfeifer, C., Barbosa, A., Mustafa, A., **Peter, H.-U.**, Brenning, A., Rümmler, M.-C. (2019): Using Fixed-Wing UAV for Detecting and Mapping the Distribution and Abundance of Penguins on the South Shetlands Islands, Antarctica. *Drones* 3(2), 39

Mustafa, O., **Braun, C.**, Esefeld, J., Knetsch, S., Maercker, J., Pfeifer, C., Rümmler, M.-C. (2019): Detecting Antarctic Seals and Flying Seabirds by UAV. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* IV-2/W5, 141-148

Mustafa, O., Barbosa, A., Krause, D.J., **Peter, H.-U.**, Vieira, G., Rümmler, M.-C. (2018): State of knowledge: Antarctic wildlife response to unmanned aerial systems. *Polar Biology* 41: 2387-2398

Rümmler, M.-C., Mustafa, O., Maercker, J., **Peter, H.-U.**, Esefeld, J. (2018): Sensitivity of Adélie and Gentoo penguins to various flight activities of a micro UAV. *Polar Biology* 41: 2481-2493

Peter, H.-U. (2018): Fliegende Vögel. In: Antarktis: TenDenZen 2018 / Jahrbuch XXVI

Parnikoza I., Rozok A., Convey P., Veselski M., Esefeld J., Ochyra R., Mustafa O., **Braun C.**, **Peter H.-U.**, Smykla J., Kuhakh, V., Kozeretska I. (2018): Spread of Antarctic vegetation by the kelp gull: comparison of two maritime Antarctic regions. *Polar Biol.* 41: 1143-1155

Kaczmarek, L., Parnikoza, I., Gawlak, G., Esefeld, J., **Peter, H.-U.**, Kozeretska, I., Roszkowska, M. (2018): Tardigrades from *Larus dominicanus* Lichtenstein, 1823 nests on the Argentine Islands (maritime Antarctic). *Polar Biology* 41: 283-301

Vorträge

Braun, C. (2020): The Antarctic is getting “green”. Local rapid expansion of the Antarctic hair grass in the Maritime Antarctic. Scientific Seminars, Escudero Station/Antarktis

Braun, C. (2020): 40 Years German Biologists in Bellingshausen station. Scientific Symposium 200th Anniversary of the Discovery of Antarctica, Station Bellingshausen/Antarktis

Peter, H.-U., Braun, C., Esefeld, J., Mustafa, O., Pfeifer, C., Rümmler, M.-C. (2020): Penguins, satellites and drones. Scientific Seminars, Escudero Station/Antarktis

Mustafa, O., Braun, C., Esefeld, J., Knetsch, S., Maercker, J., Pfeifer, C., Rümmler, M.-C. (2019): Detecting Antarctic Seals and Flying Seabirds by UAV. ISPRS Geospatial Week 2019, Enschede/Netherlands

Braun, C. (2019): Ecological studies in the Fildes Region. 3. Summer School EVIIA, Station Artigas, King George Island/Antarktis

Peter, H.-U. (2018): Penguins and drones. Round Table during 27th International Ornithological Congress, Vancouver/Canada

Mustafa, O., Esefeld, J., Firla, M., Senf, M., Peter, H.-U., Pfeifer, C. (2018): Intraseasonal Variability of Remotely Sensed Penguin Colony Counts. Polar 2018 SCAR/IASC Open Science Conference, Davos/Switzerland

Esefeld, J. (2018): An Introduction to 34 years of Jena research at King George Island Summer school: Modern Polar Biology – Methods and Results. Jena

Braun, C. (2018): Long-term monitoring and climate change at King George Island. Summer school: Modern Polar Biology – Methods and Results. Jena

Peter, H.-U. (2018): Use of transmitter and logger for skua research. Summer school: Modern Polar Biology – Methods and Results. Jena

Senf, M. (2018): Breeding phenology of penguins. Summer school: Modern Polar Biology – Methods and Results. Jena

Rümmler, M.-C. (2018): Wildlife protection in Antarctica: guidelines, protected areas and minimum distances. Summer school: Modern Polar Biology – Methods and Results. Jena

Ritter, R. (2018): Long-term data collection on skua populations on Fildes and Ardley Island. Summer school: Modern Polar Biology – Methods and Results. Jena

Poster-Präsentationen

Braun, C., Peter, H.-U. (2021): Drastic population decline of the cape petrel (*Daption capense*) on King George Island, South Shetland Islands, Antarctica. Presented at: UK Antarctic Science Conference 2020/21 Online

Braun, C., Peter, H.-U. (2021): Population dynamics of southern giant petrels in response to human activities in the Maritime Antarctic. Presented at: UK Antarctic Science Conference 2020/21 Online

Braun, C., Hertel, F., Ritter, R., Peter, H.-U. (2020): Long-term monitoring reveals divergent population trends for six seabird species in the Maritime Antarctic. Presented at: SCAR 2020 Online

Braun, C., Ritter, R., Peter, H.-U. (2020): Substantial increase of ship and air traffic on Fildes Peninsula, King George Island, the main logistic hub for the Antarctic Peninsula. Presented at: SCAR 2020 Online

Prater, I., Hrbacek, F., Meier, L. A., Braun, C., Nyvlt, D., Mueller, C.W. (2020): How vegetation drives initial soil development together with soil organic matter accrual in maritime Antarctica. General Assembly of the European Geosciences Union – EGU, Vienna/Austria

Braun, C., Peter, H.-U.: Persistent anthropogenic pressure on Fildes Peninsula. Polar 2018 SCAR/IASC Open Science Conference, Davos/Switzerland

Braun, C., Peter, H.-U.: Local rapid expansion of the Antarctic hair grass in the Maritime Antarctic. Polar 2018 SCAR/IASC Open Science Conference, Davos/Switzerland

Prater, I., Hrbacek, F., Meier, L.A., Braun, C., Nyvlt, D., Mueller, C.W.: Vegetation determines the fate of soil organic matter on Antarctic Islands. Polar 2018 SCAR/IASC Open Science Conference, Davos/Switzerland

Pfeifer, C., Peter, H.-U., Rümmler, M.-C., Mustafa, O. (2018): Mapping Penguins and Blue-eyed Shags at Remote Islets by Fixed Wing UAV. Polar 2018 SCAR/IASC Open Science Conference, Davos/Switzerland

Maercker, J., Haucke, M., Knetsch, S., Peter, H.-U., Pfeifer, C., Mustafa, O.: Mapping of Antarctic Wildlife by Drones. Polar 2018 SCAR/IASC Open Science Conference, Davos/Switzerland