

TEXTE

21/2013

Der Einfluss menschlicher Aktivitäten auf Bodenorganismen der maritimen Antarktis und die Einschleppung von fremden Arten in die Antarktis

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungskennzahl 3709 85 157
UBA-FB 001739

Der Einfluss menschlicher Aktivitäten auf Bodenorganismen der maritimen Antarktis und die Einschleppung von fremden Arten in die Antarktis

von

**Dr. David J. Russell, Dr. Karin Hohberg, Dr. Volker Otte, Dr. Axel
Christian**

Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz

Dr. Mikhail Potapov

Pedagogical State University Moscow, Russland

Prof. Dr. Alexander Brückner

Universität für Bodenkultur Wien, Österreich

Dr. Sandra J. McInnes

British Antarctic Survey, Cambridge, UK

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.uba.de/uba-info-medien/4415.html>
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Durchführung der Studie:	Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz Am Museum 1 02826 Görlitz
Abschlussdatum:	März 2013
Herausgeber:	Umweltbundesamt Wörlitzer Platz 1 06844 Dessau-Roßlau Tel.: 0340/2103-0 Telefax: 0340/2103 2285 E-Mail: info@umweltbundesamt.de Internet: http://www.umweltbundesamt.de http://fuer-mensch-und-umwelt.de/
Redaktion:	Fachgebiet I 3.5 Schutz der Antarktis Fritz Hertel

Dessau-Roßlau, April 2013

Kurzbeschreibung

Die vorliegende Studie hatte zum Ziel, (1) die Auswirkung menschlicher Aktivitäten auf antarktische Bodenorganismengemeinschaften sowie (2) die potentielle Einschleppung von in der Antarktis nicht-einheimischen Arten zu ermitteln. Im antarktischen Sommer der Jahre 2009/2010 und 2010/2011 wurden Bodenorganismen (Pflanzen und Bodentiere der Gruppen Nematoda, Tardigrada, Collembola, Actinedida, Oribatida und Gamasina) aus insgesamt 13 Gebieten in von Menschen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen erfasst und verglichen. Eingeschleppte, nicht-einheimische Pflanzenarten konnten nicht festgestellt werden. Bei den Collembola und Actinedida wurden acht Arten hauptsächlich auf Deception Island und Neko Harbour als potentiell nicht-einheimisch identifiziert. Obwohl die Ergebnisse durch hohe Datenvariabilität überlagert waren, konnten signifikante Auswirkungen des Menschen auf die Bodenfauna nachgewiesen werden. Die Beeinflussung durch Menschen führte meist zu verringerten Individuendichten. Der Einfluss von Menschen war bei mittlerer Vegetationsbedeckung am stärksten. Die Reaktion von einzelnen Arten war unterschiedlich, was auf Veränderungen in den Gemeinschaftsstrukturen und somit in der ökologischen Funktion der Bodenfauna hinweist. Aus den erzielten Ergebnissen werden konkrete Empfehlungen für einen verbesserten Schutz antarktischer Ökosysteme vor menschlicher Beeinflussung abgeleitet. Hierzu gehört eine Intensivierung von Präventivmaßnahmen gegen eine Einschleppung nicht-einheimischer Bodenorganismen sowie eine Ausweitung der für Besucher geschlossenen Bereiche um Areale spezieller Mikrohabitate. Eine Einschränkung der Gebiete, die Touristen besuchen dürfen, ist erforderlich, ebenso wie die Etablierung eines internationalen, langfristigen bodenbiologischen Monitoringprogramms.

Abstract

The present study aimed at determining (1) the influence of human activities on Antarctic soil-organism communities as well as (2) the potential introduction of non-native species into Antarctic habitats. In the Antarctic summers of the years 2009/2010 and 2011/2011, soil organisms (plants and the soil fauna of the groups Nematoda, Tardigrada, Collembola, Actinedida, Oribatida und Gamasina) were collected from anthropogenically influenced and non-influenced areas of a total of 13 localities and compared. Introduced non-native plant species could not be determined. Eight species of Collembola and Actinedida recorded especially from Deception Island and Neko Harbour could be determined to be potentially non-native. Although the results were conflicted by high data variability, a significant human influence on the soil fauna could be determined. Human influence mostly led to reduced densities. The human impact was strongest in areas of sporadic vegetational cover. The reactions of individual species were different, which indicates changes in community structure and thus in the ecological function of the soil fauna. Specific recommendations for an improved protection of Antarctic ecosystems from human influence are derived from the results. Particularly called for is an intensification of biosecurity measures against the introduction of non-native species as well as an expansion of specific microhabitats in "no-go" areas within Visitor Site Guides. A limitation of sites allowedly visited by tourists is necessary, as is the installation of an international, long-term soil-biological monitoring program.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Abkürzungen

1	Einleitung.....	1
2	Material und Methoden.....	9
2.1	Geländearbeiten	9
2.1.1	Auswahl potentieller Untersuchungsgebiete.....	9
2.1.2	Beprobungsschema für die antarktischen Untersuchungsgebiete.....	11
2.1.3	Vorbereitende Arbeiten.....	12
2.1.4	Tatsächlich untersuchte Lokalitäten	13
2.1.5	Probenahme.....	23
2.1.6	Probentransport nach Deutschland	25
2.2	Laborarbeiten.....	25
2.2.1	Bearbeitung der Bodenproben, Extraktion der Bodenorganismen	25
2.2.2	Determination der Bodenorganismen.....	29
2.2.3	Bodenkundliche Messungen	32
2.3	Zoologische Datenanalyse	33
2.3.1	Univariate statistische Analysen.....	33
2.3.2	Multivariate statistische Analysen.....	35
2.4	Überprüfung der Effizienz des Bootwashingverfahrens der MS Hanseatic.....	37
3	Ergebnisse	40
3.1	Abiotische Bodenparameter.....	40
3.2	Vegetation	44
3.3	Allgemeine faunistische Verhältnisse	51
3.4	Mesofauna (Mikroarthropoden).....	54
3.4.1	Collembola (S Springschwänze).....	54
3.4.1.1	Allgemeine Gemeinschaftsparameter.....	56
3.4.1.2	Ergebnisse und Beschreibung der nachgewiesenen Arten.....	65
3.4.1.2.1	Einheimische Arten mit einer weiten Verbreitung.....	67
3.4.1.2.2	Eher lokal verbreitete einheimische antarktische Arten	74
3.4.1.2.3	Potenziell eingeschleppte nicht-heimische Arten.....	82
3.4.2	Acari (Milben)	92

3.4.2.1	Actinedida	92
3.4.2.1.1	Allgemeine Gemeinschaftsparameter.....	92
3.4.2.1.2	Ergebnisse und Beschreibung der nachgewiesenen Arten.....	97
3.4.2.1.2.1	Einheimische Arten der maritimen Antarktis.....	98
3.4.2.1.2.2	Potenziell eingeschleppte nicht-heimische Arten.....	122
3.4.2.2	Oribatida (Hornmilben)	129
3.4.2.2.1	Allgemeine Gemeinschaftsparameter.....	129
3.4.2.2.2	Ergebnisse und Beschreibung der nachgewiesenen Arten.....	135
3.4.2.2.2.1	Einheimische Arten der maritimen Antarktis.....	136
3.4.2.2.2.2	Potenziell eingeschleppte nicht-heimische Arten.....	142
3.4.2.3	Gamasina (Raubmilben)	143
3.4.2.3.1	Allgemeine Gemeinschaftsparameter.....	143
3.4.2.3.2	Ergebnisse und Beschreibung der nachgewiesenen Arten.....	148
3.4.2.3.2.1	Einheimische Arten der maritimen Antarktis.....	148
3.4.2.3.2.2	Potenziell eingeschleppte nicht-heimische Arten.....	151
3.5	Mikrofauna	151
3.5.1	Nematoda (Fadenwürmer)	151
3.5.1.1	Allgemeine Gemeinschaftsparameter.....	152
3.5.1.2	Ergebnisse und Beschreibung der nachgewiesenen Arten.....	157
3.5.1.2.1	Einheimische Arten der maritimen Antarktis (Auswahl).....	161
3.5.1.2.2	Potenziell eingeschleppte nicht-heimische Arten.....	167
3.5.2	Tardigrada (Bärtierchen)	167
3.5.2.1	Allgemeine Gemeinschaftsparameter.....	168
3.5.2.2	Ergebnisse und Beschreibung der nachgewiesenen Arten.....	169
3.5.2.2.1	Einheimische Arten der maritimen Antarktis.....	170
3.5.2.2.2	Potenziell eingeschleppte nicht-heimische Arten.....	175
3.6	Faunistische Gemeinschaftsebene (Multivariate Datenanalyse)	175
3.6.1	Collembola	175
3.6.2	Actinedida	177
3.6.3	Oribatiden und Gamasiden.....	179
3.6.4	Nematoda.....	181
3.6.5	Tardigrada.....	183
3.6.6	Gesamtfauna (alle Gruppen zusammen).....	185

3.6.7	Zusammenfassung der multivariaten Analysen.....	187
3.6.8	Auswirkungen auf die β -Diversität des Bodens	188
3.7	Überprüfung der Effizienz des Bootwashingverfahrens der MS Hanseatic.....	189
4	Diskussion	190
4.1	Allgemeine faunistische Charakteristika.....	190
4.1.1	Mikroarthropoden (= Mesofauna).....	190
4.1.2	Mikrofauna.....	198
4.2	Anthropogener Einfluss	202
4.2.1	Einfluss auf die native Bodenfauna.....	202
4.2.2	Einfluss auf die β -Diversität der Antarktischen Bodenfauna	207
4.2.3	Die Einführung nicht-heimischer Arten.....	209
4.3	Effizienz des Bootwashingverfahrens der MS Hanseatic	219
4.4	Empfehlungen.....	220
5	Zusammenfassung	223
	Danksagung	225
	Quellenverzeichnis.....	226
	Anhang 1: Unterlagen für die standardisierte Beprobung.....	I
	Anhang 2: Ergebnisse der botanischen Aufnahmen in den Untersuchungsgebieten	V
	Anhang 3: Liste der an den verschiedenen Untersuchungsstellen (= Lokalitäten) in 2010 und 2011 nachgewiesenen Taxa.....	XIII
	Anhang 4: Spearmans Rangkorrelationen zwischen allgemeinen Gemeinschaftsparametern und den Dichten der ermittelten Arten.....	XIX
	Anhang 5: Ergebnisse der nicht-parametrischen Friedman Varianzanalysen (ANOVA).....	XXVII
	Anhang 6: Ergebnisse der Kovarianzanalysen (ANCOVA).....	XXXV

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Entwicklung der Anzahl von Touristen (ohne Schiffsbesatzung) in der Antarktis südlich von 60° S	1
Abb. 2:	Entwicklung der zeitlichen Ausdehnung touristischen Reisen im Jahr in der maritimen Antarktis.....	3
Abb. 3:	Grobe geographische Einteilung der terrestrischen Antarktis in biotische Zonen.....	9
Abb. 4:	Hierarchieebenen des Beprobungschemas (Sampling Design)	11
Abb. 5:	Lokalitäten der maritimen Antarktis, die im vorliegenden Projekt untersucht wurden.....	13
Abb. 6:	Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Arctowski Station“ auf King George Island.....	14
Abb. 7:	Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Biologenbucht“ auf der Fildes Halbinsel von King George Island.....	15
Abb. 8:	Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Punta Christian“ auf der Fildes Halbinsel von King George Island.....	15
Abb. 9:	Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Punta Christian II“ auf der Fildes Halbinsel von King George Island.....	16
Abb. 10:	Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Ardley Island“	17
Abb. 11:	Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Halfmoon Island“	18
Abb. 12:	Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Hannah Point“ auf Livingston Island	19
Abb. 13:	Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Whalers Bay“ auf Deception Island	20
Abb. 14:	Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Telefon Bay“ auf Deception Island.....	20
Abb. 15:	Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Devil Island“ im Weddellmeer	21
Abb. 16:	Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Paulet Island“ im Weddellmeer	22
Abb. 17:	Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Neko Harbour“ auf der Antarktischen Halbinsel.....	23
Abb. 18:	Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Petermann Island“	23
Abb. 19:	Verlauf der angelegten Temperaturgradienten während der Extraktion der Mesofauna.	28
Abb. 20:	Vorsichts- und Reinigungsmaßnahmen an Bord der MS Hanseatic zur Vermeidung einer Verschleppung biologischen Materials.....	37
Abb. 21:	Baermann-Anlage zum Absetzen von Bodenorganismen in den Effizienzproben.....	39
Abb. 22:	Während der Probenahmen gemessenen Bodentemperaturen	40
Abb. 23:	Durchschnittliche Bodenfeuchte der Proben.....	41
Abb. 24:	Durchschnittliche pH-Werte der Proben	41

Abb. 25:	Durchschnittlicher Gehalt an organischem Material des Bodens der Proben.....	42
Abb. 26:	Durchschnittswerte verschiedener Parameter des organischen Materials im Boden der Proben.....	43
Abb. 27:	Durchschnitte Korngrößenverteilung der Proben.....	44
Abb. 28:	Gesamtdichten der Mikrofauna (oben) und Mesofauna (unten) in den unterschiedlichen Lokalitäten.....	51
Abb. 29:	Artenreichtum der Mikrofauna (oben) und Mesofauna (unten) in den unterschiedlichen Lokalitäten.....	52
Abb. 30:	Gesamtdichten der Mikrofauna (oben) und Mesofauna (unten) in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen.....	53
Abb. 31:	Artenreichtum der Mikrofauna (oben) und Mesofauna (unten) in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen.....	54
Abb. 32:	Lokalitäten der maritimen Antarktis mit publizierten Nachweisen des Vorkommens von Collembolenarten.....	55
Abb. 33:	Untersuchungsgebiete des vorliegenden Projekts	56
Abb. 34:	Gesamtdichten der Collembola, die in den unterschiedlichen Beprobungsgebieten erfasst wurden	57
Abb. 35:	Gesamtdichten der Collembola, die in beide Jahren untersuchten Lokalitäten erfasst wurden.....	58
Abb. 36:	Korrelationen zwischen Gesamtdichten und Artenreichtum sowie Breitengrad.....	59
Abb. 37:	Gesamtdichten der Collembola	59
Abb. 38:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 erfassten Gesamtdichten der Collembola	60
Abb. 39:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2011 erfassten Gesamtdichten der Collembola	61
Abb. 40:	Artenreichtum der Collembola, der in den unterschiedlichen Lokalitäten in 2010 (oben) und 2011 (unten) erfasst wurden.....	62
Abb. 41:	Anzahl von Collembolenarten in verschiedenen Beprobungsgebieten auf der Basis der Daten des vorliegenden Projekts (links) sowie inklusive Literaturdaten (rechts)..	63
Abb. 42:	Korrelation zwischen den im Jahr 2010 erfassten Gesamtdichten einheimischer (links) und nicht-heimischer Arten (rechts) mit der Vegetationsbedeckung.....	64
Abb. 43:	Artenreichtum der Collembola und der Vegetation.....	64
Abb. 44:	Artenreichtum der Collembola, der in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurde.....	65
Abb. 45:	Nachweise von <i>C. antarcticus</i> entlang der Antarktischen Halbinsel	68

Abb. 46:	Nachweise von <i>C. antarcticus</i> durch die gesamte Antarktis und Subantarktis.....	68
Abb. 47:	In den anthropogen beeinflussten und nicht-beeinflussten Arealen vorgefundene Gesamtdichten von <i>C. antarcticus</i>	69
Abb. 48:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 vorgefundenen Dichten von <i>C. antarcticus</i>	69
Abb. 49:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2011 vorgefundenen Dichten von <i>C. antarcticus</i>	70
Abb. 50:	Nachweise von <i>F. grisea</i> in der maritimen Antarktis.	71
Abb. 51:	Nachweise von <i>F. grisea</i>	71
Abb. 52:	In den anthropogen beeinflussten und nicht-beeinflussten Arealen vorgefundene Gesamtdichten von <i>F. grisea</i>	72
Abb. 53:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 vorgefundenen Dichten von <i>F. grisea</i>	72
Abb. 54:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2011 vorgefundenen Dichten von <i>F. grisea</i>	73
Abb. 55:	Nachweise von <i>A. brucei</i> in der maritimen Antarktis.	74
Abb. 56:	Nachweise von <i>A. brucei</i> durch die gesamte Antarktis und Subantarktis.	74
Abb. 57:	Nachweise von <i>C. badasa</i> in der maritimen Antarktis.	75
Abb. 58:	Nachweise von <i>C. badasa</i> in der Antarktis und Subantarktis.	75
Abb. 59:	In den zwei Untersuchungsjahren erfassten Gesamtdichten von <i>C. badasa</i> in den anthropogen beeinflussten und nicht-beeinflussten Arealen.....	76
Abb. 60:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der 2010 erfassten Dichten von <i>C. badasa</i>	76
Abb. 61:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der 2011 erfassten Dichten von <i>C. badasa</i>	77
Abb. 62:	Nachweise von <i>T. mixta</i> in der maritimen Antarktis.....	78
Abb. 63:	In den zwei Untersuchungsjahren erfasste Gesamtdichten von <i>T. mixta</i> in den anthropogen beeinflussten und nicht-beeinflussten Arealen.....	78
Abb. 64:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der 2010 erfassten Dichten von <i>T. mixta</i>	79
Abb. 65:	Nachweise von <i>F. woyciechowskii</i> in den Südlichen Shetlandinseln.....	79
Abb. 66:	Nachweise von <i>F. woyciechowskii</i> in der maritimen Antarktis.....	79
Abb. 67:	Im Jahr 2010 erfassten Gesamtdichten von <i>F. woyciechowskii</i> in den anthropogen beeinflussten und nicht-beeinflussten Arealen.....	80
Abb. 68:	Fundorte von <i>F. octooculata</i> in der maritimen Antarktis	81
Abb. 69:	Nachweise von <i>F. octooculata</i> in der Antarktis und Subantarktis.....	81

Abb. 70:	Im Jahr 2010 erfassten Gesamtdichten von <i>F. octooculata</i> in den anthropogen beeinflussten und nicht-beeinflussten Areale.	82
Abb. 71:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der 2011 erfassten Dichten von <i>F. octooculata</i>	82
Abb. 72:	Nachweise von <i>H. viatica</i> in der maritimen Antarktis.....	83
Abb. 73:	Nachweise von <i>H. viatica</i> in der gesamten Antarktis und Subantarktis.	83
Abb. 74:	im Jahr 2010 erfassten Gesamtdichten von <i>H. viatica</i> in den anthropogen beeinflussten und nicht-beeinflussten Arealen.....	84
Abb. 75:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der 2010 erfassten Dichten von <i>H. viatica</i>	84
Abb. 76:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der 2011 erfassten Dichten von <i>H. viatica</i>	85
Abb. 77:	Fundorte von <i>P. fimata</i> in der Antarktis.....	86
Abb. 78:	Nachweise von <i>M. macrochaeta</i> in der Antarktis.....	87
Abb. 79:	In den zwei Untersuchungsjahren erfasste Gesamtdichten von <i>M. macrochaeta</i> in den anthropogen beeinflussten und nicht-beeinflussten Arealen.....	87
Abb. 80:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der 2010 erfassten Dichten von <i>M. macrochaeta</i>	88
Abb. 81:	Nachweise von <i>P. minuta</i> in der gesamten Antarktis und Subantarktis.....	89
Abb. 82:	Fundorte von <i>C. caecus</i> in der maritimen Antarktis.....	90
Abb. 83:	Nachweise von <i>C. caecus</i> durch die gesamte Antarktis und Subantarktis.....	90
Abb. 84:	In den zwei Untersuchungsjahren erfasste Gesamtdichten von <i>C. caecus</i> in den anthropogen beeinflussten und nicht-beeinflussten Arealen.....	91
Abb. 85:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der 2010 erfassten Dichten von <i>C. caecus</i>	91
Abb. 86:	Gesamtdichten der Artinedida, die in den unterschiedlichen Beprobungsgebieten in 2010 (oben) und 2011 (unten) erfasst wurden.....	92
Abb. 87:	Gesamtdichten der Actinedida, die in 2010 und 2011 untersuchten Lokalitäten erfasst wurden.....	93
Abb. 88:	Gesamtdichten der Actinedida, die in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurden	94
Abb. 89:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 erfassten Gesamtdichten der Actinedida	94
Abb. 90:	Artenreichtum der Actinedida, die in den unterschiedlichen Lokalitäten in 2010 (oben) und 2011 (unten) erfasst wurden.....	95
Abb. 91:	Artenreichtum der Actinedida, die in den 2010 und 2011 untersuchten Lokalitäten erfasst wurden.....	96

Abb. 92:	Artenreichtum der Actineida, der in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurde.....	96
Abb. 93:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 erfassten Artenzahlen der Actinedida.....	97
Abb. 94:	Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis der im vorliegenden Projekt erfassten Actinedidenarten sowie die beprobten Lokalitäten	99
Abb. 95:	Bisherige Fundorte von <i>N. nivalis</i> in der maritimen Antarktis sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt.....	101
Abb. 96:	Dichten von <i>N. nivalis</i> , die in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen im Jahr 2010 erfasst wurden	102
Abb. 97:	Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von <i>N. berryi</i> (inkl. Nachweise der vermutlich falsch bestimmten „ <i>N. antarcticus</i> “) sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt.....	103
Abb. 98:	Dichten von <i>N. berryi</i> , die in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurden	103
Abb. 99:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 erfassten Dichten von <i>N. berryi</i>	104
Abb. 100:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2011 erfassten Dichten von <i>N. berryi</i>	104
Abb. 101:	Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von <i>E. minutus</i> (inkl. möglicher Fehlbestimmungen).....	106
Abb. 102:	Dichten von <i>E. minutus</i> , die in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen im Jahr 2010 erfasst wurden	107
Abb. 103:	Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von <i>E. exiguus</i> sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt.....	108
Abb. 104:	Dichten von <i>E. exiguus</i> , die in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurden	108
Abb. 105:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 erfassten Dichten von <i>E. exiguus</i>	109
Abb. 106:	Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von <i>E. parvus</i> sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt.....	110
Abb. 107:	Dichten von <i>E. parvus</i> , die in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurden	110
Abb. 108:	Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von <i>S. villosus</i> sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt.....	111
Abb. 109:	Dichten von <i>S. villosus</i> , die in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen im Jahr 2010 erfasst wurden	112
Abb. 110:	Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von <i>R. gerlachei</i> sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt.....	113

Abb. 111:	Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von <i>E. macquariensis</i> (blaue Punkte) sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt	114
Abb. 112:	Dichten von <i>E. macquariensis</i> , die in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurden	115
Abb. 113:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 erfassten Dichten von <i>E. macquariensis</i>	115
Abb. 114:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2011 erfassten Dichten von <i>E. macquariensis</i>	116
Abb. 115:	Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von <i>Apotriophtydeus</i> -Arten sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt.....	117
Abb. 116:	Dichten von <i>Apotriophtydeus</i> -Arten, die in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurden.....	117
Abb. 117:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 erfassten Dichten von <i>Apotriophtydeus scotia</i>	118
Abb. 118:	Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von <i>P. tilbrooki</i> sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt.....	119
Abb. 119:	Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von <i>B. antarcticus</i> sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt.....	120
Abb. 120:	Dichten von <i>B. antarcticus</i> , die in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurden	121
Abb. 121:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 erfassten Dichten von <i>B. antarcticus</i>	121
Abb. 122:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2011 erfassten Dichten von <i>B. antarcticus</i>	122
Abb. 123:	Fundorte in der maritimen Antarktis von <i>C. krantzii</i> im vorliegenden Projekt.....	124
Abb. 124:	Dichten von <i>C. krantzii</i> , die in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten Arealen im Jahr 2011 erfasst wurden.	125
Abb. 125:	Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2011 erfassten Dichten von <i>C. krantzii</i>	125
Abb. 126:	Fundorte in der maritimen Antarktis von <i>Speleorchestes</i> sp. im vorliegenden Projekt.....	126
Abb. 127:	Dichten von <i>Speleorchestes</i> sp., die in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen im Jahr 2011 erfasst wurden.	127
Abb. 128:	Fundorte in der maritimen Antarktis von <i>T. gibbosus</i> im vorliegenden Projekt.....	128
Abb. 129:	Mittlere Hornmilbendichten an den verschiedenen Anlandestellen.....	129

Abb. 130: Mittlere Hornmilbendichten in den Lokationen, die in 2010 und 2011 untersucht wurden.....	130
Abb. 131: Mittlere Hornmilbendichten an den verschiedenen Anlandestellen, getrennt für anthropogen beeinflusste und unbeeinflusste Standorte	130
Abb. 132: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2010 ermittelten Gesamtindividuenzahlen der Oribatida	131
Abb. 133: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2011 ermittelten Gesamtindividuenzahlen der Oribatida	132
Abb. 134: Artenreichtum der Oribatida in den verschiedenen Lokationen in 2010 und 2011.....	133
Abb. 135: Mittlere Anzahl der Oribatidenarten in den Lokationen, die sowohl 2010 als auch 2011 untersucht wurden.....	134
Abb. 136: Mittlere Artenzahlen der Oribatida je Probe an den verschiedenen Anlandestellen, getrennt für anthropogen beeinflusste und unbeeinflusste Standorte	134
Abb. 137: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2010 ermittelten Artenzahlen der Oribatida	135
Abb. 138: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2011 ermittelten Artenzahlen der Oribatida	135
Abb. 139: Nachweise von <i>A. antarcticus</i> in der maritimen Antarktis.....	137
Abb. 140: Vorkommen von <i>A. antarcticus</i> in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen in 2010 und 2011.....	138
Abb. 141: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2010 ermittelten Dichten von <i>A. antarcticus</i>	139
Abb. 142: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2011 ermittelten Dichten von <i>A. antarcticus</i>	139
Abb. 143: Nachweise von <i>G. loxolineata</i> in der maritimen Antarktis.....	140
Abb. 144: Vorkommen von <i>G. loxolineata</i> in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen in 2010.....	141
Abb. 145: Nachweise von <i>H. belgicae</i> in der maritimen Antarktis	141
Abb. 146: Nachweise von <i>L. mollis</i> in der maritimen Antarktis	142
Abb. 147: Mittlere Raubmilbendichten an den verschiedenen Anlandestellen.	143
Abb. 148: Raubmilbendichten an den verschiedenen Anlandestellen, getrennt für anthropogen beeinflusste und unbeeinflusste Standorte.....	144
Abb. 149: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2010 ermittelten Gesamtindividuenzahlen der Gamasina in Abhängigkeit der Vegetationsbedeckung.....	145

Abb. 150: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2011 ermittelten Gesamtindividuenzahlen der Gamasina in Abhängigkeit von der Vegetationsbedeckung.....	145
Abb. 151: Mittlere Artenzahlen je Probe an den verschiedenen Anlandestellen.....	146
Abb. 152: Mittlere Artenzahlen je Probe der Gamasina in anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen.....	147
Abb. 153: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2010 ermittelten Artenzahlen der Gamasina in Abhängigkeit von der Vegetationsbedeckung.....	147
Abb. 154: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2011 ermittelten Artenzahlen der Gamasina in Abhängigkeit von der Vegetationsbedeckung.....	148
Abb. 155: Meldungen von <i>H. racovitzai</i> aus der maritimen Antarktis	149
Abb. 156: Gesamtabundanzen von <i>H. racovitzai</i> , getrennt für anthropogen beeinflusste und unbeeinflusste Areale.....	150
Abb. 157: Belege von <i>P. tarsispinosus</i> in der maritimen Antarktis	151
Abb. 158: Nematodendichten und Artenzahlen pro Probe an den verschiedenen Untersuchungsstellen.....	153
Abb. 159: Nematodendichten und Artenzahlen pro Probe an den verschiedenen Untersuchungsstellen, getrennt für anthropogen beeinflusste und unbeeinflusste Standorte.....	154
Abb. 160: Gesamtindividuumdichten der Nematoda im Jahr 2010 für anthropogen beeinflusste und unbeeinflusste Standorte in Abhängigkeit der Vegetationsbedeckung.....	155
Abb. 161: Anzahl Arten pro Probe der Nematoda im Jahr 2011 für anthropogen beeinflusste und unbeeinflusste Standorte in Abhängigkeit der Vegetationsbedeckung.....	155
Abb. 162: Mittlere Individuenzahlen der in 2010 und 2011 (ermittelten Ernährungstypen an den unterschiedlichen Untersuchungsstellen, getrennt für anthropogen beeinflusste und unbeeinflusste Standorte	157
Abb. 163: Bisherige und gegenwärtige Funde der Nematodenarten, die in der vorliegenden Untersuchung ermittelt wurden.....	160
Abb. 164: Nachweise der Gattung <i>Coomansus gerlachei</i> in der maritimen Antarktis.....	162
Abb. 165: Nachweise der Gattung <i>Panagrolaimus</i> in der maritimen Antarktis.....	163
Abb. 166: Vorkommen von <i>Panagrolaimus</i> cf. <i>magnivulvatus</i> an den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Standorten in 2010 und 2011.	163
Abb. 167: Nachweise von <i>Aphelenchoides Haguei</i> in der maritimen Antarktis.....	165
Abb. 168: Nachweise von <i>Acrobeloides arctowskii</i> in der maritimen Antarktis.....	166
Abb. 169: Nachweise von <i>Eudorylaimus coniceps</i> in der maritimen Antarktis.....	167

Abb. 170: Vorkommen von <i>Eudorylaimus coniceps</i> an den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Standorten	167
Abb. 171: Tardigradendichten und Artenzahlen pro Probe an den verschiedenen Untersuchungsstellen getrennt für 2010 und 2011.....	168
Abb. 172: Tardigradendichten und Artenzahlen pro Probe an den verschiedenen Lokalitäten, getrennt für anthropogen beeinflusste und unbeeinflusste Standorte	169
Abb. 173: Vorkommen von <i>Echiniscus meridionalis</i> an den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Standorten	173
Abb. 174: Vorkommen von <i>Diphascon</i> (<i>Diphascon</i>) sp. und <i>Diphascon</i> (<i>Acropion</i>) Arten an den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Standorten	173
Abb. 175: Vorkommen von <i>Macrobiotus</i> cf. <i>furciger</i> , <i>Acutuncus antarcticus</i> und <i>Hypsibius</i> cf. <i>dujardini</i> an den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Standorten	174
Abb. 176: NMDS-Ordination der Collembolengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten.....	176
Abb. 177: CAP-Ordination (<i>canonical analysis of principal coordinates</i>) der Collembolengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten hinsichtlich des Faktors Treatment (menschlicher Einfluss).....	177
Abb. 178: NMDS-Ordination (<i>non metric multidimensional scaling</i>) der Actinedidengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten.....	178
Abb. 179: CAP-Ordination (<i>canonical analysis of principal coordinates</i>) der Actinedidengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten hinsichtlich des Faktors Treatment (menschlicher Einfluss).....	179
Abb. 180: NMDS-Ordination (<i>non metric multidimensional scaling</i>) der Oribatiden- und Gamasidengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten.....	180
Abb. 181: CAP-Ordination (<i>canonical analysis of principal coordinates</i>) der Oribatiden- und Gamasidengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten hinsichtlich des Faktors Treatment (menschlicher Einfluss).....	181
Abb. 182: NMDS-Ordination (<i>non metric multidimensional scaling</i>) der Nematodengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten.....	182
Abb. 183: CAP-Ordination (<i>canonical analysis of principal coordinates</i>) der Nematodengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten hinsichtlich des Faktors Treatment (menschlicher Einfluss).....	183
Abb. 184: NMDS-Ordination (<i>non metric multidimensional scaling</i>) der Tardigradengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten.....	184
Abb. 185: CAP-Ordination (<i>canonical analysis of principal coordinates</i>) der Tardigradengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten hinsichtlich des Faktors Treatment (anthropogener Einfluss).....	185

Abb. 186: NMDS-Ordination (<i>non metric multidimensional scaling</i>) der zusammengefassten Daten aller untersuchten Tiergemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalisationen.....	186
Abb. 187: CAP-Ordination (<i>canonical analysis of principal coordinates</i>) der zusammengefassten Daten aller untersuchten Tiergemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalisationen hinsichtlich des Faktors Treatment (menschlicher Einfluss).....	187
Abb. 188: Relative Häufigkeit aller untersuchten Bodentierarten hinsichtlich ihrer Zugehörigkeit zu den Kategorien: kein anthropogener Einfluss, negativer Einfluss, positiver Einfluss oder widersprüchlicher Einfluss.....	206

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Anzahl der Besucher in ausgewählten antarktischen Lokationen (die 20 am häufigsten besuchten Orte + einige im Rahmen dieses Vorhabens potenzielle Untersuchungsgebiete) in der Reisesaison 2010-2011.....	2
Tabelle 2:	Die im antarktischen Sommer 2010 und 2011 tatsächlich beprobten Lokalitäten, ihre genaue Lage, Datum der Probennahme, Name des Probennehmers sowie die Anzahl beprobter Untersuchungsflächen.....	24
Tabelle 3:	Zeitdauer zwischen Probennahme in den antarktischen Untersuchungsgebieten und Beginn der Extraktion der Bodentiere aus den Proben.....	26
Tabelle 4:	Versand der ausgelesenen Bodentiere an den taxonomischen Bearbeiter.....	28
Tabelle 5:	Im Rahmen dieser Studie identifizierte Pflanzengesellschaften der untersuchten Areale und ihre Charakteristiken.....	30
Tabelle 6:	Botanische Gemeinschaftsparameter der untersuchten Areale der verschiedenen Lokalitäten.....	48
Tabelle 7:	Zahl den nachgewiesenen Collembolenarten (N) in den verschiedenen Beprobungsgebieten.	62
Tabelle 8:	Einheimische und nicht-heimische Collembola der maritimen Antarktis.....	66
Tabelle 9:	Zur Identifikation der nachgewiesenen Oribatidenarten verwendete Literatur.....	136
Tabelle 10:	Ergebnistabelle einer PERMANOVA der Collembolengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten.....	177
Tabelle 11:	Ergebnistabelle einer PERMANOVA der Actinedidengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten.....	179
Tabelle 12:	Ergebnistabelle einer PERMANOVA der Oribatiden- und Gamasinengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten.....	181
Tabelle 13:	Ergebnistabelle einer PERMANOVA der Nematodengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten.....	183
Tabelle 14:	Ergebnistabelle einer PERMANOVA der Tardigradengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten.....	185
Tabelle 15:	Ergebnistabelle einer PERMANOVA der zusammengefassten Daten aller untersuchten Tiergemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten.....	186
Tabelle 16:	Ergebnisse eines Tests auf signifikante Unterschiede der β -Diversität zwischen anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Lokalitäten	188
Tabelle 17:	Gesamtindividuenanzahl vorgefundener Bodentiere aus den Proben der Kontrollreinigung.....	189

Tabelle 18:	Artenzahlen der Mikroarthropoden aus früheren Studien innerhalb der Maritimen Antarktis.....	193
Tabelle 19:	Individuenzahlen der Mikroarthropoden aus früheren Studien innerhalb der maritimen Antarktis (so weit verfügbar).....	195
Tabelle 20:	Populationsdichten potenziell nicht-heimischer Collembola- und Actinedidaarten, die in den Lokationen der vorliegenden Untersuchung nachgewiesen wurden.....	217

Abkürzungen

ANCOVA	Kovarianzanalyse (Analysis of Covariance)
ANOVA	Varianzanalyse (Analysis of Variance)
ASPA	Antarctic Specially Protected Area
ATCM	Antarctic Treaty Consultative Meeting
ATCP	Antarctic Treaty Consultative Party
ATME	Antarctic Treaty Meetings of Experts
AUG	Gesetz zur Ausführung des Umweltschutzprotokolls zum Antarktisvertrag
BAS	British Antarctic Survey
CAP	Canonical analysis of principal coordinates
CEE	Comprehensive Environmental Evaluation
COMNAP	Council of Managers of National Antarctic Programs
EBA	Evolution and Biodiversity in the Antarctic (Biologische Datenbank der Australian Antarctic Data Centre)
EIA	Environmental Impact Assessment
IAATO	International Association of Antarctica Tour Operators
IEE	Initial Environmental Evaluation
MANOVA	Multivariate Varianzanalyse
NGO	Nichtregierungsorganisation
NMDS	Non-metric multidimensional scaling (statistische Ordinationsverfahren)
PERMANOVA	Permutational MANOVA
PERMDISP	Prüfung der Homogenität der Verteilungen (dispersions) in PERMANOVAs
SCAR	Scientific Committee on Antarctic Research
SMNG	Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz
TAF	Tiethanolamin-Formalinlösung
UBA	Umweltbundesamt
USP	Umweltschutzprotokoll zum Antarktis-Vertrag

1 Einleitung

Eine enorm wachsende Quelle anthropogenen Einflusses auf die antarktischen Umwelt stellen - neben dem Forschungs- und Stationspersonal - Touristen und sonstige „Freizeitbesucher“ dar. Moderne Reisen in die Antarktis begannen Ende der 1960er Jahre mit dem Einsatz des eigens dafür gebauten Schiffes Lindblad Explorer, das ca. 100 Passagiere mitnehmen konnte (www.expeditions.com). Seitdem ist die jährliche Anzahl von Touristen von wenigen Hundert auf mehrere Zehntausend gestiegen (Abb. 1). Seit 1989/1990 nahm die Anzahl der Besucher in der Antarktis z.T. exponentiell zu, zwischen 1997 und 2007 verdoppelten sich die Zahlen ca. alle fünf Jahre (Roura et al. 2008, Lynch et al. 2009).

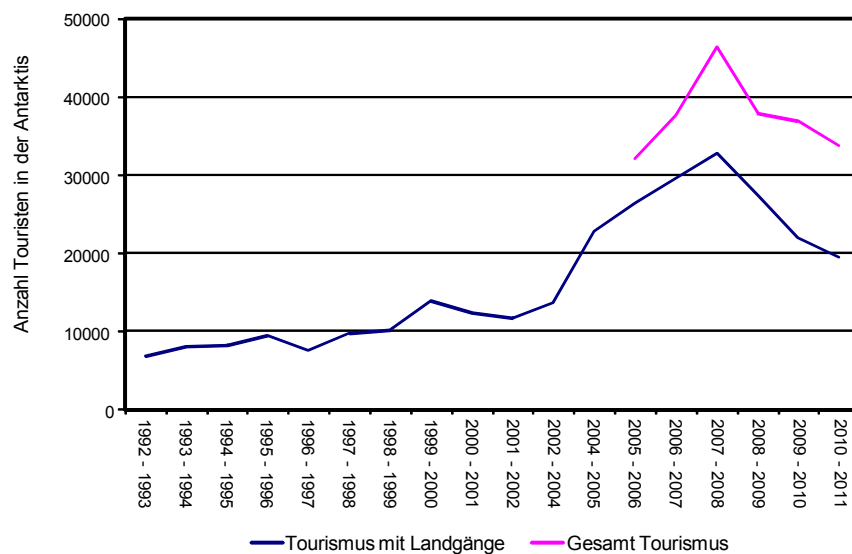


Abb. 1: Entwicklung der Anzahl von Touristen (ohne Schiffsbesatzung) in der Antarktis südlich von 60° S. Quelle: IAATO 2011, IAATO Fact Sheets 2009-2010, 2010-2011

Der Tourismus ist allerdings nicht gleichmäßig auf alle Zielorte verteilt. Die Zunahme der Besucherzahlen konzentrierte sich auf wenige Regionen (v. a. die Südliche Shetlandinseln und die nordwestliche Antarktische Halbinsel) und Orte, z. B. Whalers Bay (Deception Island), Half Moon Island (mit einer über 600%igen Zunahme zwischen 1999 und 2005) oder Neko Harbour (Naveen et al. 2001; Argentina 2006). Während 1989/1990 alle Lokalitäten durch weniger als 2000 Touristen pro Jahr besucht wurden, waren es zehn Jahre später in ca. 20 Lokalitäten jeweils ca. 2000 Besucher und jeweils über 10.000 Touristen in acht der Anlandeorte. In Port Lockroy und Half Moon Island waren zu der Zeit sogar über 15.000 Besucher in einer Saison (Lynch et al. 2009). Im Jahr 2010 waren diese Zahlen weiterhin stark gestiegen (Tabelle 1).

Die Anzahl der Anbieter und Schiffe hat ebenfalls stark zugenommen (Roura et al. 2008). Inzwischen bieten über 40 unterschiedliche Unternehmen mit ca. 50 Schiffen und Yachten aus knapp 15 Ländern Kreuzfahrten mit der Möglichkeit zu Landgängen an, v. a. auf die Antarktische Halbinsel (IAATO 2011). Die Antarktis ist ein populäres Ziel von Touristen geworden und Reisen dorthin werden aktiv vermarktet. Daraufhin sind nicht nur die Anzahl von Reisenden und Schiffen in der Antarktis gestiegen; auch die zeitliche Ausdehnung touristischer Aktivitäten während des antarktischen Sommers hat zugenommen (Lynch et al. 2009; Abb. 2). Vermutlich aufgrund der weltweiten ökonomischen Schwierigkeiten nahm die Zahl der Touristen in der Antarktis seit 2007/2008 ab und stabilisiert sich langsam auf etwa

20.000 bzw. 34.000 in der Saison 2010/2011 (Abb. 1). Es wird erwartet, dass das 2011 in Kraft getretene Verbot von mit Schweröl betriebenen Schiffen in antarktischen Gewässern einen Wiederanstieg der Besucherzahlen vorübergehend dämpfen wird.

Die Zahl der sich zum Zwecke der Forschung in der Antarktis aufhaltenden Personen ist deutlich geringer als die Zahl der Touristen. 80 Forschungsstationen werden derzeit von 29 Nationen in der Antarktis betrieben, wovon fast die Hälfte das ganze Jahr über genutzt werden (www.scar.org/information; www.comnap.aq). Viele dieser Stationen bestehen seit mehreren Jahrzehnten, z. T. seit Ende der 1950er Jahre, so dass die Langzeitbelastung der Umwelt durch diese Stationen erheblich sein kann. Diese entsteht v. a. durch direkte Veränderungen in der Landschaft sowie erhöhte Schadstoffbelastung, z. B. durch Unfälle, dem Umgang mit Treibstoffen und Chemikalien sowie Abfall (Kennicutt et al. 2010, Tin et al. 2009). Solche Umweltschäden in der Nähe von Forschungsstationen werden seit über 30 Jahren erforscht und immer wieder auch Sanierungsmaßnahmen durchgeführt (z.B. Peter et al 2008, 2013). Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen sind allerdings die Veränderungen von Boden und Bodenorganismen v. a. durch die Trittbelastung durch Menschen von Interesse. In der Antarktis leben und arbeiten ca. 4.300 Personen im Sommer und etwas mehr als 1.000 im Winter (Council of Managers of National Antarctic Programms: www.comnap.aq). Somit könnte die Belastung, die durch das Forschungspersonal ausgeht, im Vergleich zu der der Touristen als geringfügiger angesehen werden. Allerdings ist die Trittbelastung um die Forschungsstationen erheblich konzentrierter. Die damit verbundenen kumulativen Effekte waren bereits Gegenstand gezielter Untersuchungen (z. B. Campbell et al. 1998, Ayers 2008, Chwedorzewska & Korczak 2010). Andererseits ist die potenzielle Umweltbelastung durch Touristen flächenmäßig deutlich ausgedehnter und betrifft so größere Gebiete v. a. auf und an der Antarktischen Halbinsel.

Tabelle 1: Anzahl der Besucher in ausgewählten antarktischen Lokationen (die 20 am häufigsten besuchten Orte + einige im Rahmen dieses Vorhabens potenzielle Untersuchungsgebiete) in der Reisesaison 2010-2011. Quelle: IAATO 2011

Saison 2010-2011	Total
Cuerville Island	29.690
Neko Harbor	25.264
Lemaire Channel	22.504
Whalers Bay	19.477
Elephant Island	19.326
Goudier Island	19.000
Gerlache Strait	18.007
Neumayer Channel	17.312
Paradise Bay	16.273
Palmer Station	15.789
Half Moon Island	15.509
Antarctic Sound	14.895
Petermann Island	12.982
Deception Island	12.264
Pléneau Island	11.317
Jougla Point	11.303
Bismarck Strait	10.715
Almirante Brown	10.200
Aitcho - Barrientos Island	9.591
Vernadsky Station	9.517
Paulet Island	5.301
Telefon Bay	5.101
Melchior Islands	5.066
Detaille Island	4.024
Admiralty Sound	3.555
Devil Island	3.224
Hannah Point	2.719
Point Wild	2.607
Lemaire Island	1.899
Yalour Islands	1.889
Arctowski Station	960
Ardley Island	524
Laurie Island	425
Südliche Orkneyinseln	60

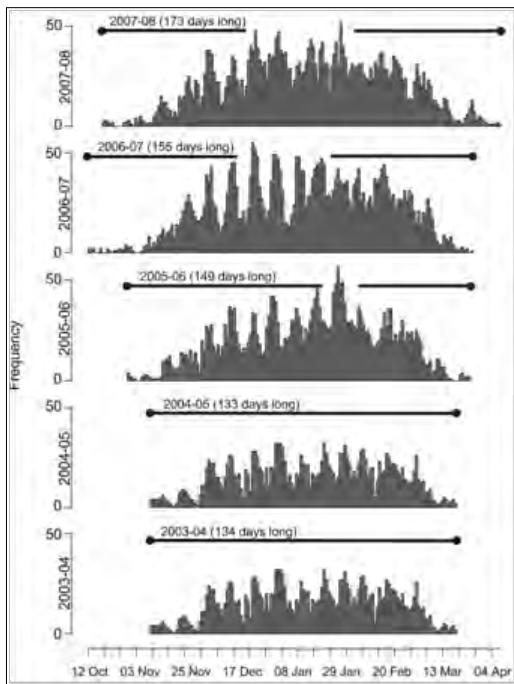


Abb. 2: Entwicklung der zeitlichen Ausdehnung touristischen Reisen im Jahr in der maritimen Antarktis. Aus: Lynch et al. 2009

Bedenken bezüglich der potenziellen Beeinflussung der antarktischen Umwelt durch Touristen wurden bereits 1966 beim ATCM (Antarctic Treaty Consultative Meeting) geäußert (Murray & Jabour 2004). Dennoch wurde bis Ende der 1980er Jahre aufgrund der bis dahin niedrigen Besucherzahlen die Umweltbelastung durch Touristen als niedrig eingestuft (Erize 1987, IAATO 2001). Das „Protocol on Environmental Protection to the Antarctic Treaty“ („Umweltschutzprotokoll zum Antarktisch-Vertrag“, USP) von 1991, das 1998 in Kraft trat) gab der antarktischen Umwelt erstmals juristischen Schutz. Artikel 8 dieses Protokolls verlangt eine vorab Einschätzung („Assessment“) der Auswirkung aller Aktivitäten auf die Umwelt der Antarktis, wobei hier auch der Tourismus ausdrücklich Erwähnung findet. Hierbei wurde allerdings von einer Selbstregulierung der Tourismuswirtschaft ausgegangen (Maher 2005). Diese Selbstregulierung übernahm fast ausschließlich die International Association of Antarctica Tour Operators (IAATO), eine US-amerikanische Nichtregierungsorganisation

(NGO), die 1991 durch sieben antarktische Reiseveranstalter begründet wurde. Die IAATO hat inzwischen über 75 Mitglieder aus ca. 14 Nationen, die v. a. Kreuzfahrten, aber auch Flugreisen oder Reisen zu Lande anbieten. Die IAATO repräsentiert knapp 90% aller Anbieter antarktischer Reisen (IAATO 2010). Die restlichen 10% stellen v. a. Betreiber privater und kommerzieller Yachten und sonstiger Kleinschiffe dar, wovon nur ca. die Hälfte durch die antarktische Vertragsstaaten autorisiert sind (IAATO 2010). Die IAATO-Mitglieder erklären, sich freiwillig an die (Umwelt-) Richtlinien der ATCMs zu halten, wie sie u. a. in der Resolution 4 (2007) des Antarktischvertrags definiert sind, z. B. eine Beschränkung auf eine maximale Anzahl von Touristen (ca. 100), die gleichzeitig an Land gehen können, sowie ein Verbot von Landgängen bei Schiffen mit mehr als 500 Passagieren. Die Selbstregulierung der Tourismuswirtschaft bzgl. der Auswirkungen touristischer Aktivitäten auf die Umwelt wird bisher als erfolgreich eingestuft (ATME 2004, Maher 2005) und wird als ein wesentlicher Bestandteil der Regulation und Kontrolle des antarktischen Tourismus angesehen. Die IAATO war in vielerlei Hinsicht den ATCMs (Antarctic Treaty Consultative Party) voraus, z. B. bezüglich Tourismusmanagements, Datenerhebungen sowie der Entwicklung von Verhaltensrichtlinien bei Landgängen (Maher 2005). Beispielsweise stammen die o. g. Richtlinien der ATCMs z. T. von der IAATO selbst, die Richtlinien wurden von den IAATO-Mitgliedern bereits eingehalten, bevor sie für jedermann verpflichtend wurden, und die internen IAATO-Richtlinien gehen inhaltlich auch über die ATCM-Richtlinien hinaus.

Als Teil der Umweltschutzbemühungen in der Antarktis wurden die ersten formalisierten Besucherrichtlinien für den Tourismus 1990 von den Gründungsmitgliedern der IAATO aufgestellt. Auf dem XVIII. ATCM im Jahre 1994 wurden die inzwischen modifizierten IAATO-Richtlinien als Basis der Empfehlung XVIII-1 („Guidance for Visitors to the Antarctic“ sowie „Guidance for those Conducting Tourism and Non-Governmental Activities in Antarctica“)

verabschiedet. Diese Richtlinien sollten Schädigungen von Flora und Fauna durch den Tourismus beschränken. Erst auf den ATCM 2005 und 2006 wurden verbindliche, standortspezifische Richtlinien („Visitor Site Guides“) für Touristen aufgestellt (ATCM 2005, 2006). Die Richtlinien bestanden zunächst für nur 16 Standorte, werden aber nach und nach ergänzt. Gegenwärtig bestehen solche Richtlinien für die 35 meist besuchten Lokalitäten (Stand Juli 2012). Es werden jedoch insgesamt über 200 Orte regelmäßig durch Touristen besucht (<http://iaato.org/de/tourism-statistics>). Die Richtlinien beinhalten v. a. Verhaltensregeln, räumliche Zonierungen und dienen dem Schutz der Umwelt, in erster Linie dem Schutz der Brutkolonien (Pinguine, Robben und Vögel) sowie der ausgedehnten, meist flächenbedeckenden Vegetationsbestände. Andere Umweltbereiche wie Böden oder gar Bodentiere finden darin kaum Erwähnung.

Die Besucherrichtlinien zielen in erster Linie darauf ab, Umweltstörungen zu verhindern, und gehen auf Artikel 3 des USP zurück, wonach menschliche Aktivitäten so zu planen und durchzuführen sind, dass negative Auswirkungen auf die Umwelt begrenzt bleiben. Nach Artikel 8 des USP sind bei allen menschlichen Aktivitäten Prüfungen zur Umweltverträglichkeit (Environmental Impact Assessment: EIA) vorgeschrieben, wobei mehrere Ebenen vorgesehen sind (s. Annex I): In der sogenannten Vorbereitungsphase erfolgt eine vorläufige Einschätzung der zu erwartenden Umweltauswirkungen. Werden hierbei geringfügige oder vorübergehende Beeinträchtigungen vorausgesagt, soll eine Umwelterheblichkeitsprüfung (Initial Environmental Evaluation: IEE) stattfinden. Werden gravierendere Beeinträchtigungen vorausgesagt, ist eine Umweltverträglichkeitsprüfung (Comprehensive Environmental Evaluation: CEE) erforderlich. Allerdings werden die in der Vorbereitungsphase vorausgesagten Beeinträchtigungen von vielen Konsultativstaaten selten weiterverfolgt oder verifiziert. EIAs kommen nur bei Einzelaktivitäten zum Einsatz und die EIA-Instrumentarien werden selten eingesetzt eingeschätzt (Tin et al. 2009). EIAs zu den Auswirkungen des antarktischen Tourismus betrafen bisher v. a. die Vorbereitungsphasen oder höchstens IEEs, waren z. T. oberflächlich und mangelhaft in ihrer Durchführung. Zudem berücksichtigten sie das Risiko von *kumulativen* Tourismuseffekten weitgehend nicht (Kriwoken & Rootes 2000, Hemmings & Roura 2003, Roura et al. 2008), obwohl dies im Artikel 3 des USP ausdrücklich Erwähnung findet. Ein außerordentliches Treffen der Antarktis-Vertragsstaaten im Jahr 2004 zur Auswirkung von Tourismus konstatierte den Mangel an verbindlichen Standards sowie die nicht ausreichende Kontrolle und Durchführung von EIAs (ATME 2004). CEEs touristischer Aktivitäten blieben bisher vollständig aus (Tin et al. 2009). Somit besteht so gut wie kein offizielles Monitoring der Auswirkungen des Tourismus auf die Umwelt. Kenntnisse gehen diesbezüglich fast ausschließlich auf einzelne wissenschaftliche Studien zurück.

Ein Großteil der wissenschaftlichen Untersuchungen zur anthropogenen Beeinflussung der antarktischen Umwelt behandeln marine Ökosysteme (Knox 2006, Kennicutt et al. 2011) oder die Folgen chemischer Umweltverschmutzungen durch austretendes Öl im Falle von Havarien, Abfallhalden oder Abwasser (Poland et al. 2003, Bargagli 2005, Peter et al. 2008, Tin et al. 2009, Kennicutt et al. 2011). Obwohl über die Antarktis weitverbreitet, liegen die Ursachen dieser Belastungen weitgehend bei den Forschungsstationen und sind somit meist in der unmittelbaren Nähe der Stationen konzentriert (Tin et al. 2009). Forschungsobjekte und Ziele touristischer Ausflüge sind die weit verbreiteten Brut- und Mauserplätze von Wirbeltieren wie Pinguinen, Robben und Vögeln. Deshalb werden in vielen weiteren Studien die Reaktionen von antarktischen Wirbeltieren (Pinguine, Brutvögel und z.T. auch Robben) auf die Anwesenheit

von Menschen untersucht, sowohl von Stationspersonal als auch von Touristen. Anthropogen verursachte Reaktionen dieser Tiere können allerdings art-, standorts- wie auch aktivitätsspezifisch sein (Holmes et al. 2006), so dass die Resultate dieser Studien z. T. widersprüchlich sind (de Villiers 2008). Während menschliche Aktivitäten anscheinend wenig Störung z. B. bei Adeliepinguinen (*Pygoscelis adeliae*) und Eselspinguinen (*Pygoscelis papua*) verursachen (Cobley & Shears 1999, Carlini et al. 2007; Trathan et al. 2008), gibt es Hinweise für anthropogen verursachte Populationsabnahmen von Riesensturmvögeln (*Macronectes giganteus*) und Schneesturmvögeln (*Pagodroma nivea*) (Chen & Blume 1997, Micol & Jouventin 2001, Peter et al. 2008, Tin et al. 2009). Bisherige Daten, die keine deutlichen Hinweise anthropogener Effekte auf die Populationsdichten zeigen, bestätigen allerdings nicht, dass der Tourismus keine Auswirkungen auf die Wildtiere hat, sondern dokumentieren eher, dass potenziell vorhandene Auswirkungen aufgrund der Variabilität anderer einflussnehmender Umweltfaktoren oft nicht erkannt werden können (Fraser & Patterson-Fraser 2009). Weitere Parameter, wie z. B. das Verhalten oder die Physiologie der Tiere, zeigen z. T. deutlichere durch menschliche Aktivitäten verursachte Veränderungen (Pfeiffer & Peter 2003, de Villiers 2008, Peter et al. 2008). Auch können potenzielle Belastungen durch multiple Stressoren und kumulative Auswirkungen auf die Populationen oder die Biologie der untersuchten Arten durch anhaltenden Tourismus verstärkt werden (Micol & Jouventin 2001, Holmes et al. 2006). Somit sind die anthropogen verursachten Auswirkungen auf die Umwelt z. T. subtil, indirekt oder erst durch längere Wirkungszeiten erkennbar und müssen immer in Relation zu sonstigen beeinflussenden Umweltfaktoren beurteilt werden.

Bevorzugte antarktische Brut- und Mauserplätze von Pinguinen, Robben und Vögeln sind in der Regel eisfreie Gebiete. Jedoch ist nur etwa 1% der gesamten antarktischen Fläche ohne Eis und die wenigen eisfreien Gebiete liegen zu 60-80% - je nach Literaturquelle - auf der Antarktischen Halbinsel (Fox et al. 1994, Beyer & Bölter 2002). Nur an solchen eisfreien Stellen kann es Boden und dementsprechend Bodenorganismen geben. Da gerade diese Gebiete als touristische Ausflugsziele konzentriert besucht werden, sind sie für Störung und Belastung durch menschliche Aktivitäten stark anfällig. Wichtige Bodenbildungsprozesse (z. B. Verwitterung von Grundgestein zur Bildung des Mineralbodens, Eintrag von organischem Material, Bioturbation oder Horizontbildung), die in gemäßigten Breiten aus vielfältigen biologischen und abiotischen Prozessen bestehen (Bardgett 2005), sind in der Antarktis auf wenige, oft rein abiotische Prozesse beschränkt oder gar nicht existent (Bayer & Bölter 2002). Dementsprechend gelten antarktische Böden auch gegenüber geringer anthropogener Störung als sehr empfindlich (Campbell et al. 1998, Beyer & Bölter 2002). Trotzdem fanden bisher relativ wenige Studien zur Auswirkung menschlicher Aktivitäten auf Böden und Bodenorganismen in der Antarktis statt. Neben chemischer Belastung (z. B. Chen & Blume 1997) wirken sich direkte physische Veränderungen durch Fahrzeuge und Personenaus, wie z. B. Spurbildung, Erosion und Bodenverdichtung (Hofman & Jatko 2000, IAATO 2001, Campbell et al. 2008, Tejedo et al. 2009, Naveen & Kynch 2011). Besonders in der terrestrischen Antarktis werden diese Störungen durch andauernde menschliche Aktivitäten verstärkt (kumulative Effekte; IAATO 2001, Tejedo et al. 2009) und zeigen sehr geringe natürliche Erholungs- und Rückbildungsraten (Campbell et al. 2008, Tejedo et al. 2009).

Die antarktische terrestrische Boden-Flora und -Fauna ist sehr artenarm, wobei viele höhere taxonomische Gruppen gänzlich fehlen (Convey 2005, 2011). Die Biodiversität und die Komplexität terrestrischer Artengemeinschaften nehmen im Allgemeinen mit Breitengrad und

klimatischer Härte ab, obwohl die kleinräumige Variabilität sehr hoch ist (Chown & Convey 2007, Peat et al. 2007). Botanische Artengemeinschaften bestehen weitgehend nur aus Kryptogamen (Moose, Lebermoose und Flechten), während lediglich zwei höhere (Blüten-) Pflanzen in der antarktischen Flora natürlich vorkommen, und diese meist in niederen Breitengraden (Frenot et al. 2005, Peat et al. 2007). Die wenigen Studien zum anthropogenen Einfluss auf die Vegetation attestieren v. a. eine direkte Schädigung, z. B. von Moosen und dem Gras *Deschampsia antarctica*, durch Zertrampeln sowie eine indirekte Schädigung durch die Beeinflussung der Wachstumsparameter und dem darunter liegenden Bodenmaterial. Diese Schädigung tritt oft am stärksten in der Region der Antarktischen Halbinsel auf (Hofman & Jatko 2000, IAATO 2001, Bargagli 2005, Peter et al. 2008, Naveen & Kynch 2011). Moose und v. a. Flechten werden durch die Immission von Schadstoffen geschädigt, auch wenn die Quelle der Immissionen (vermutlich Forschungsstationen oder Schiffe) in über 100 km Entfernung liegt (Chen & Blume 1997). Diese Schädigungen sind umso beachtlicher, da sie auch bei geringem menschlichen Einfluss in einem Maß auftreten können, das die natürliche Regeneration der Vegetation übersteigt (Tin et al. 2009).

Die eisfreien Stellen sind besonders für terrestrische Wirbellosen-Faunengemeinschaften bedeutsam, da diese Arten in der Antarktis teilweise nur unter und zwischen Steinen sowie v. a. im Bodenmaterial ihren Lebensraum finden. Weltweit gesehen bildet Boden - neben den tropischen Regenwäldern und Korallenriffen - eines der größten Reservoirs an tierischer Biodiversität überhaupt (André et al. 1994, Giller 1996). Die in der Antarktis vorkommenden Arten der Bodenfauna sind durch zahlreiche, meist rein beschreibende Untersuchungen der letzten 120 Jahre vergleichsweise gut bekannt (z. B. Michael 1895, Trägårdh 1908, Dalenius & Wilson 1958, Womersley & Strandmann 1963, Wise 1964, 1971, Wallwork 1965, 1973, Hunter 1967, Greenslade & Wise 1984, Sømme 1986, Usher & Booth 1986, Dastych 1989, Potapov 1991, Higashi & Sugawara 1992, Greenslade 1995, Block & Sary 1996, Andrassy 1998, McInnes & Pugh 1998, Convey et al. 2000a, Sanyal & Gupta 2005). Viele, üblicherweise im Boden zu findende, taxonomische Großgruppen fehlen in der Antarktis gänzlich und die endemische terrestrische Wirbellosenfauna besteht lediglich aus Diptera (Fliegen, allerdings nur zwei Arten), Acari (Milben), Collembola (Springschwänzen), Nematoda (Fadenwürmern), Rotifera (Rädertierchen), Tardigrada (Bärtierchen) und Protozoa (Einzellern) (Block 1984b, Hogg & Stevens 2002, Convey 2005). Verglichen mit anderen Lebensräumen, z. B. den Tropen oder gemäßigten Breiten, ist die terrestrische antarktische Fauna bei allen vorkommenden Tiergruppen sehr arten- und strukturarm (Ryan et al. 1989, Sohlenius et al. 1995, Block & Sary 1996, Convey & Smith 1997, Freckman & Virginia 1997, Convey et al. 2000b, Convey 2005, 2011). Die Faunengemeinschaften v. a. der kontinentalen Antarktis gehören zudem zu den einfachsten der Erde (Freckman & Virginia 1997, Convey et al. 2000b, Hogg et al. 2006), wobei auch die sonst ubiquitären Nematoden z. T. fehlen können (Convey & McInnes 2005). Gleichwohl ist die Individuenzahl der in antarktischen Ökosystemen vorkommenden Arten z. T. sehr hoch (Ohyama & Hiruta 1995, Sohlenius et al. 1995, Caruso & Bargagli 2007, Sanyal & Hazra 2008, Schulte et al. 2008, Sohlenius & Bostrom 2008), sodass diese einfachen Lebensgemeinschaften aus wenigen Arten in sehr großen Populationen bestehen können. Weiterhin ist die funktionelle Diversität terrestrischer antarktischer Habitate stark eingeschränkt. Die meisten antarktischen Bodeninvertebraten sind vermutlich Mikrobivore oder Detritivore, während echte Herbivore selten sind und Prädatoren eine untergeordnete Rolle spielen (Convey et al. 2000b, Hogg et al. 2006, Tin et al. 2009).

Obwohl viele wissenschaftliche Grundlagenstudien zur Bodenfauna der Antarktis existieren, gibt es kaum Untersuchungen zu den Auswirkungen menschlicher Aktivitäten auf terrestrische antarktische Wirbellosengemeinschaften. Die wenigen Studien konnten negative Effekte durch z. T. geringen anthropogenen Einfluss (in sonst allerdings unberührten Lokalitäten) zeigen (Ayers et al. 2008, Tejedo et al. 2009). Es wurde jedoch nur der Einfluss auf Gesamtdichten einzelner Arten bzw. ganzer Gruppen untersucht. Der Einfluss auf andere Parameter der Biodiversität ist unbekannt.

Demgegenüber wurde die potenzielle und tatsächliche Einschleppung von nicht-heimischen Arten in antarktische Habitate etwas stärker untersucht. Die deutliche Gefahr einer anthropogenen Einschleppung Antarktis-fremder Arten v. a. durch Touristen ist mehrfach betont worden (Bergstrom & Chown 1999, Hofman & Jatko 2000, de Poorter et al. 2006). Einerseits sind die antarktischen Arten an die extremen Bedingungen besonders angepasst, sodass nur Arten vorkommen können, die den großen Kälte- und z. T. auch Trockenheitsstress überstehen können (Sømme et al. 1993, Block & Harrison 1995, Wharton 2003). Arten, die aus niederen Breitengraden einwandern, können diese Bedingungen meist nicht überleben (Convey et al. 2000c, Sinclair 2002). Andererseits macht sie die geringe Biodiversität und Simplität dieser terrestrischen Organismengemeinschaften potenziell empfindlich gegenüber einer Besiedlung durch einwandernde Arten, da erstens die indigenen Arten vermutlich wenig konkurrenzfähig sind und auch Räubern wenig entgegen zu setzen haben (Frenot et al. 2005, Convey 2006) und zweitens bisher unbesetzte ökologische Nischen (z. B. bisher nicht vertretende Ökosystemfunktionen oder trophische Ebenen) neu gefüllt werden können (Tin et al. 2009, Convey 2011).

Eine anthropogene Einschleppung von fremden Pflanzen- und Tierarten ist in der Vergangenheit teilweise beabsichtigt worden (z. B. bei botanischer Transplantationsforschung), der Großteil erfolgte aber unbeabsichtigt mit der Einfuhr von Frachtgut, Fahrzeugen, Lebensmitteln oder Kleidung durch Stationspersonal und Touristen (Downie et al. 2000, Frenot et al. 2005, Tin et al. 2009, Hughes et al. 2011). Fünf Pflanzenarten, drei davon Gräser (*Poa annua*, *P. pratensis*, *P. trivialis*), sind bisher in der Antarktis als eingeschleppt bekannt und haben dauerhaft Populationen in der Nähe von Forschungsstationen etabliert (Frenot et al. 2005, Tin et al. 2009). Von den eingeschleppten Tierarten wurden zwei sehr wahrscheinlich während Pflanzentransplantationsexperimente auf Signey Island eingeführt: die Enchytraeidae *Christensenidrilus blocki* und die Chironomidae *Eretmoptera murphyi* (Convey & Block 1996, Dózsa-Farkas & Convey 1997, Frenot et al. 2005, Tin et al. 2009). Beide sind ebenfalls aus dem benachbarten subantarktischen Südgeorgien bekannt. Ansonsten wurden bisher lediglich Collembolenarten als eingeschleppt identifiziert, weitgehend in der maritimen Antarktis (Südliche Shetlandinseln, Deception Island und Marguerite Bay: *Hypogastrura viatica*, *Folsomia candida* und eine nicht weiter determinierte *Protaphorura* Art (Greenslade & Wise 1984, Greenslade 1995).

Eine weitere Gefahr anthropogenen Einflusses auf antarktische Bodenorganismen besteht in der Übertragung von Arten innerhalb des Kontinents. Die Antarktis kann nicht als eine einheitliche biogeographische Region angesehen werden. Ein fast absoluter Bruch der Arteninventare besteht für einige, wichtige taxonomische Großgruppen (z.B. Acari, Collembola, Nematoda) zwischen beiden Seiten der biogeographischen Grenze quer über die südliche Antarktische Halbinsel, entlang der sogenannten „Gressitt Linie“ (Chown & Convey 2007, Tin et al. 2009, Convey 2011). Stark regionale Vorkommen verschiedener Arten existieren in allen

Gebieten des antarktischen Kontinents und der Antarktischen Halbinsel (Chown & Convey 2007, Caruso & Bargagli 2007, Convey 2011). Diese stark fragmentierten und isolierten Artengemeinschaften bieten ideale Bedingungen für lokale Differenzierungen der einzelnen Arten und Gemeinschaften (Chown & Convey 2007, Tin et al. 2009). In einzelnen Gegenden fehlen sogar ganze taxonomische Großgruppen, z. B. Collembola in den Nunataken von Charcot Island (Convey et al. 2000b) oder Nematoda in Ellsworth Land (Convey & McInnes 2005). Eine Verschleppung anderer Arten (z. B. gerade aus diesen Großgruppen) in Gebiete, in denen sie sonst nicht vorkommen, kann die fragilen Gemeinschaftstrukturen und sogar ganze Boden-Nahrungsnetze u. U. stark verändern.

Angesichts der großen Zahl von Touristen auf eisfreien Stellen in der Antarktis könnte somit der Einfluss menschlicher, v. a. touristischer Aktivitäten auf antarktische Böden und Bodenorganismen enorm sein. Fast alle wissenschaftlichen Grundlagenuntersuchungen sowie die wenigen Studien zur Auswirkung menschlicher Aktivitäten auf antarktische Bodenorganismen fanden in räumlich relativ begrenzten Gebieten statt und konzentrierten sich auf einzelne taxonomische Gruppen. Untersuchungen von anthropogenen Auswirkungen basierend auf größeren regionalen Skalen sind extrem selten (Tin et al. 2009). Die vorliegende Untersuchung sollte potenzielle anthropogene Auswirkungen auf einen Großteil der Organismengemeinschaft des Bodens (außer Mikroorganismen) sowie auf eine größere, stark vom Tourismus betroffene Region (die Antarktische Halbinsel) zeigen. Als Untersuchungsorte wurden solche Lokalitäten ausgewählt, die von Touristen frequentiert, aber auch von Stationspersonal und Wissenschaftlern stark aufgesucht werden. Spezifisch sollten, als erstes Projektziel, potenziell eingeschleppte, antarktis-fremde Bodentierarten identifiziert werden. Angesichts der Gefahr der Einschleppung fremder Arten untersuchte und bewertete das Projekt außerdem die Effektivität der Präventiv- und Vorsichtsmaßnahmen („Bootwashing“) gegen eine Verschleppung von Bodenorganismen. Weiterhin prüft die vorliegende Studie den direkten anthropogenen Einfluss auf das Vorkommen und die Zusammensetzung der Bodenorganismen und der Artengemeinschaften im Boden der untersuchten antarktischen Lokalitäten. Darüber hinaus wurde die Hypothese überprüft, dass in Arealen mit hohem Tourismusdruck die Verschleppung von Arten zwischen Mikrohabitaten eines Standortes höher ist als zwischen verschiedenen Standorten, was zu einer „Homogenisierung“ des Artenbestandes verschiedener Mikrohabitate und somit zu einer Verringerung der β -Diversität (d. h. Unterschiede im Artenbestand zwischen Mikrohabitaten eines Standortes) führen könnte.

2 Material und Methoden

2.1 Geländearbeiten

2.1.1 Auswahl potentieller Untersuchungsgebiete

Die maritime Antarktis, in welcher das vorliegende Projekt konzentriert ist, beinhaltet die Südlichen Shetlandinseln, die Südlichen Sandwichinseln, die Bouvetinsel, die Südlichen Orkneyinseln, das Palmer-Archipel sowie die westliche Seite der Antarktischen Halbinsel bis 72° S mit ihren benachbarten kleinen und großen Inseln (Abb. 3).

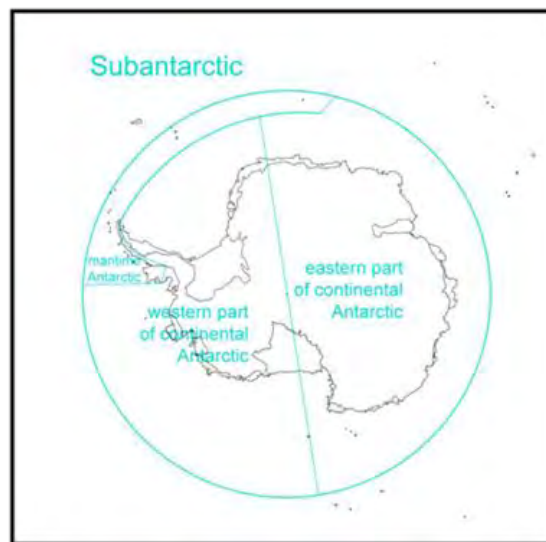


Abb. 3: Grobe geographische Einteilung der terrestrischen Antarktis in biotische Zonen.

Da die Hauptfragestellungen den anthropogenen Einfluss auf Bodenorganismen betrafen, war das Hauptkriterium bei der Auswahl potentieller Untersuchungsgebiete die regelmäßige Anwesenheit von Menschen, v.a. Touristen. Besonders Untersuchungsgebiete mit hohem touristischen Druck sowie größeren Forschungsaktivitäten waren für die vorliegenden Untersuchungen notwendig. Somit kamen für die Geländearbeiten vorwiegend Anlandestellen von touristischen Kreuzfahrtschiffen entlang der Antarktischen Halbinsel in Betracht. Des Weiteren wurden Gebiete bevorzugt, die stark von Stations- bzw. Forschungspersonal frequentiert sind.

Um die Probenahmen so kostengünstig wie möglich zu gestalten war geplant, die Geländearbeiten während der Reisen von Kreuzfahrtschiffen bzw. während bereits geplanter Forschungsreisen anderer Arbeitsgruppen durchzuführen. Da diese von Jahr zu Jahr unterschiedlich sein können, standen zu Projektbeginn die genauen Untersuchungsgebiete im Einzelnen noch nicht fest. Mit dem Projektträger (UBA) wurde vereinbart, dass die Untersuchungsgebiete erst während der Projektlaufzeit ausgewählt werden würden. Bei verschiedenen deutschen Reiseveranstaltern ergab sich auf Anfrage die Bereitschaft, Probenahmen während der Landgänge verschiedener antarktischer Touren dreier Kreuzfahrtschiffe zuzulassen und zu unterstützen. Dies betraf die Schiffe MS Hanseatic, MS Bremen (beide Hapag-Lloyd Kreuzfahrten GmbH Hamburg) sowie MS Delphin (Hansatours GmbH Hamburg). Da es weiterhin finanziell und zeitlich unmöglich war, bei verschiedenen Touren dieser Schiffe bzw. bei Forschungsaufenthalten anderer wissenschaftlicher

Arbeitsgruppen selbst mitzufahren, war gemeinsam mit dem Projektträger vorgesehen, die Probenahmen vom wissenschaftlichen Personal der Kreuzfahrtschiffe bzw. Forschungsgruppen durchführen zu lassen. Folgende Expeditionsleiter erklärten auf Anfrage ihre Bereitschaft zur Mitarbeit (Durchführung der Probenahme vor Ort): Dr. Arne Kertelhein (MS Hanseatic), Dr. Klemens Pütz (MS Delphin), Dr. Hans-Joachim Spitzenberger (MS Bremen). Weiterhin ergab sich die Möglichkeit einer Beprobung weiterer Untersuchungsgebiete auf der Fildes Halbinsel von King George Island durch Mitarbeiter der AG Ornithoökologie um Dr. Hans-Ulrich Peter (Institut für Ökologie der Friedrich-Schiller-Universität Jena), die sich während ihrer alljährlichen Forschungsaufenthalte zwischen Januar und März dort aufhalten.

Welche Gebiete genau zu beproben bzw. wie die Probenahme vorzunehmen war, hing weiterhin von der Beschaffenheit potentieller Untersuchungsgebiete ab, v. a. von der Existenz diverser Mikrohabitate (z.B. nackte Bodensubstrate, Vegetation, Schmelzbäche usw.), die sowohl von Touristen beeinflusst waren als auch unbeeinflusst vorkamen. Anhand der Liste anvisierter Anlandestellen dieser drei Kreuzfahrtschiffe wurden Informationen zu Klima, Geomorphologie, Boden sowie den ökologischen Verhältnissen der Lokalitäten recherchiert. Trotzdem waren die örtlichen Bedingungen der jeweiligen Anlandestellen der Kreuzfahrtschiffe bei Projektbeginn im Detail nicht genau bekannt. Aus diesem Grund wurden die mitarbeitenden Expeditionsleiter eingeladen, um aus ihrer mehrjährigen Erfahrung über bekannte Anlandestellen der Kreuzfahrtschiffe zu berichten. Gleichzeitig fand eine erste Einweisung der Mitarbeiter in die Methodik der Probenahme statt.

Ausgehend von den o. g. Recherchen und Diskussionsergebnissen sowie den Anforderungen an potentielle Beprobungsstellen wurden anschließend zuerst Schiffstouren, bei denen günstige Witterungsbedingungen (voraussichtlich keine Schneelage mehr usw.) zu erwarten waren, und aus den anvisierten Anlandestellen der Touren der drei genannten Kreuzfahrtschiffen potentielle Untersuchungsstandorte (= „Lokalitäten“) ausgewählt, die alle an oder auf der Antarktischen Halbinsel lagen:

Potentielle Untersuchungsgebiete

- King George Island (Arctowski Station)
- Paulet Island
- Devil Island
- Half Moon Island
- Deception Island (Whalers Bay)
- Cuverville Island
- Neko Harbour
- Peterman Island
- Yalour Islands
- Horseshoe Island

Hinzu kamen verschiedene Untersuchungsgebiete auf oder nahe der Fildes Halbinsel (King George Island) in Betracht. Diese verschiedenen Örtlichkeiten galten zunächst lediglich als potentielle Untersuchungsgebiete, da die tatsächliche Beprobbarkeit dieser Gebiete von den aktuellen Umweltbedingungen (Wetter, Schnee, Eis) abhängt die Landaufenthalte von den Kreuzfahrtschiffen aus bzw. die Begehrbarkeit der Fläche durch Forschungspersonal zulassen oder verhindern. Deshalb war es notwendig, während mehrerer Touren verschiedener

Kreuzfahrtschiffe innerhalb einer Antarktissaison Probenahmen anzuvisieren, um eine möglichst große Fülle von Untersuchungsgebieten pro Jahr zu gewährleisten.

2.1.2 Beprobungsschema für die antarktischen Untersuchungsgebiete

Bei Untersuchungen von Bodenorganismen muss die genaue Anzahl und Verteilung von Bodenproben (= Datenerhebung) an die anvisierte statistische Datenanalyse angepasst sein. Als erster Schritt wurden deshalb die statistischen Analyseverfahren v. a. für eine Auswertung von Unterschieden der β -Diversität mit den europäischen Projektpartnern abgestimmt. Dabei wurde eine multivariate ANOVA („PERMANOVA“ = permutational MANOVA; s. u. "Statistische Analysen“) mit den Haupt-Vergleichsfaktoren „anthropogen beeinflusst“ und „anthropogen unbeeinflusst“ gewählt. An diesem Auswertungsverfahren sowie den wahrscheinlichen Geländebedingungen wurde das Beprobungsschema der Geländearbeiten angepasst.

Ausgehend von den Ergebnissen der o. g. Standortrecherchen sowie der Gespräche mit den Expeditionsleitern wurde mit allen Projektpartnern das genaue Probenahmeschema (= Sampling Design, mit genauen Angaben zur Anzahl und Verteilung aller Boden- und Vegetationsstichproben) abgestimmt. Ein Beprobungsschema wurde gemeinsam festgelegt, das (1) die zu erwartenden örtlichen Bedingungen einbezog, (2) die notwendige Datengrundlage für eine gesicherte, statistische Analyse der Ergebnisse bezüglich der Projektfragestellung (v.a. β -Diversität) gewährleistete und (3) vom Arbeitsaufwand innerhalb der Projektlaufzeiten und -ressourcen realisierbar war. Aufgrund der zu erwarteten hohen β -Diversität (Habitatfragmentierung und Isolation einzelner Arten; z. B. Richard et al. 1994, Stevens & Hogg 2002, Caruso & Bargagli 2007) wird bei Freilanduntersuchungen von Bodenorganismen in der Antarktis zur Anwendung eines verschachtelten Probenahmeschemas (nested sampling design) geraten (Caruso & Bargagli 2007). Das hier verwendete Sampling Design besaß deshalb die folgenden Hierarchieebenen (Abb. 4):

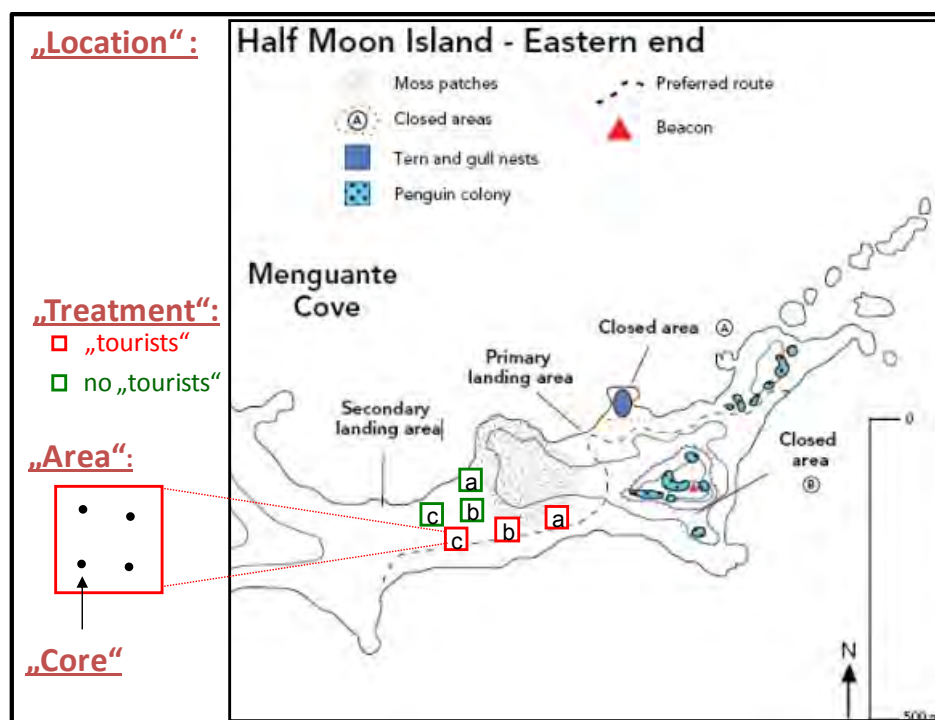


Abb. 4: Hierarchieebenen des Beprobungsschemas (Sampling Design) am Beispiel von Halfmoon Island (Karte aus dem „Halfmoon Island Visitor Site Guide“).

- „Location/Lokalitäten“ (= je Saison max. neun verschiedene Anlandestellen der Kreuzfahrtschiffe. Bei mehr als neun beprobten Lokalitäten sollten nach der Beprobung die aussichtsreichsten Gebiete zur weiteren Bearbeitung ausgewählt werden können.)
- „Treatment“ (= entweder anthropogen beeinflusste oder unbeeinflusste Untersuchungsflächen innerhalb einer Lokalität.)
- „Area/Areale“ (= verschiedene Untersuchungsflächen innerhalb eines Treatments, aufgeteilt in bevorzugt jeweils drei anthropogen beeinflusste und unbeeinflusste Flächen pro Lokalität.) Die Auswahl der Areale sollte jeweils paarweise geschehen (je ein anthropogen beeinflusstes und ein unbeeinflusstes Areal, die sich bezüglich Bodensubstrat, Vegetation und dergleichen ansonsten gleichen), um die Vergleichbarkeit der Treatments zu gewährleisten. Da Touristen vor allem Gebiete in der Antarktis besuchen, die stark von Wildtieren (Robben, Pinguinen und Seevögeln) frequentiert werden, wurde stark auf gleiche Dichten dieser Wildtiere in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealpaaren geachtet. Ansonsten wäre es nicht möglich zwischen dem Einfluss von Menschen und von Wildtieren zu unterscheiden. Dies ergab jedoch den Nachteil, dass eventuelle anthropogene Beeinflussungen über einen Einfluss der Wildtiere hinaus erkannt werden mussten.
- „Core“: Bodenstichproben innerhalb eines Areals (vier pro Areal; gleichmäßig verteilt innerhalb eines Quadratmeters). Da Bodenorganismen per se sehr heterogen verteilt sind, sind mehrere Stichproben pro Untersuchungsfläche notwendig, um die Organismengemeinschaften repräsentativ und nicht nur in einer zufälligen Auswahl zu erfassen. Vier Stichproben pro 1-m² großer Fläche wurden als absolutes Minimum, aber noch innerhalb des Projektrahmens bearbeitbar, angesehen. Bei Untersuchungen zur Bodenfauna in der Antarktis wurde in der Vergangenheit zur Probenahme häufig die Unterseite von Steine gewaschen (z.B. Goddard 1979a, Richard et al. 1994, Convey & Smith 1997, Convey & Quintana 1997). Dies ist jedoch sehr zeitintensiv und war somit während der kurzen Zeit der Landgänge nicht möglich. Die Beschränkung auf Bodenproben war zeitlich notwendig, allerdings fehlte so ein wichtiges Mikrohabitat von Bodenorganismen. Nichts desto trotz gewährleistete die einheitliche Art der Probenahme eine Vergleichbarkeit aller untersuchten Lokalitäten. Über die Bodenstichproben hinaus sollten bei makroskopisch erkennbaren Vegetationsunterschieden weitere Vegetationsproben pro Areal entnommen werden, um die Bodenvegetation möglichst komplett zu erfassen.

2.1.3 Vorbereitende Arbeiten

Die Expeditionsleiter bzw. das wissenschaftliche Personal wurden über dieses Sampling Design genau aufgeklärt. Darüber hinaus wurde für die Geländearbeit eine genaue schriftliche Anleitung für die Probennehmer entwickelt. Die Anleitung enthielt ein Schema der notwendigen räumlichen Verteilung der einzelnen Proben, Kriterien für die Auswahl der Untersuchungsflächen (= Areale) sowie der einzelnen Beprobungspunkte (Anhang 1, Abb. A1-1). Ebenfalls wurde gemeinsam mit allen Kooperationspartnern ein standardisiertes Geländeprotokoll mit allen für das Vorhaben notwendigen und somit während der Geländearbeit aufzunehmenden Informationen formuliert (Anhang 1, Abb. A1-2). Das Protokoll diente einerseits der Gewährleistung einer standardisiert durchgeführten Beprobung und somit

der Vergleichbarkeit der Ergebnisse, andererseits der Nachvollziehbarkeit der Beprobung. Es enthielt weiterhin alle für die spätere Auswertung notwendigen Informationen.

Während der Gespräche mit den Expeditionsleitern wurden diese in die Arbeitsweise einer bodenbiologischen Probenahme unterwiesen. Die anderen Expeditionsleiter und Wissenschaftler wurden telefonisch unterrichtet. Die notwendige Ausrüstung für die Geländearbeiten wurde den Probenehmern übergeben bzw. zugeschickt. Die Ausrüstung bestand v. a. aus Beprobungswerkzeugen (Bodenstecher mit 6 cm Durchmesser, Schaufel, Messer), Probenbehältern für die Aufnahme und Transport der Boden- und Vegetationsstichproben, digitalen Bodenthermometern, sowie einer digitalen Kamera für eine (vergleichbare) bildliche Dokumentation der Probe-Entnahmestellen.

2.1.4 Tatsächlich untersuchte Lokalitäten

Die Probenahmen wurden durch die oben genannten Wissenschaftler und Expeditionsleiter durchgeführt. Aufgrund v. a. ungünstiger Witterungsbedingungen, die Geländegänge bei den ausgewählten Schifffahrtstouren zeitweise unmöglich machten, konnten nicht alle anvisierten Lokalitäten tatsächlich beprobt werden und nur die wenigsten Lokalitäten in beiden Jahren untersucht werden. Letztendlich wurde insgesamt 11 Lokalitäten geprobt; neun im ersten Untersuchungsjahr (2010), sieben im zweiten Untersuchungsjahr (2011) und nur drei davon in beiden Untersuchungsjahren (Abb. 5).

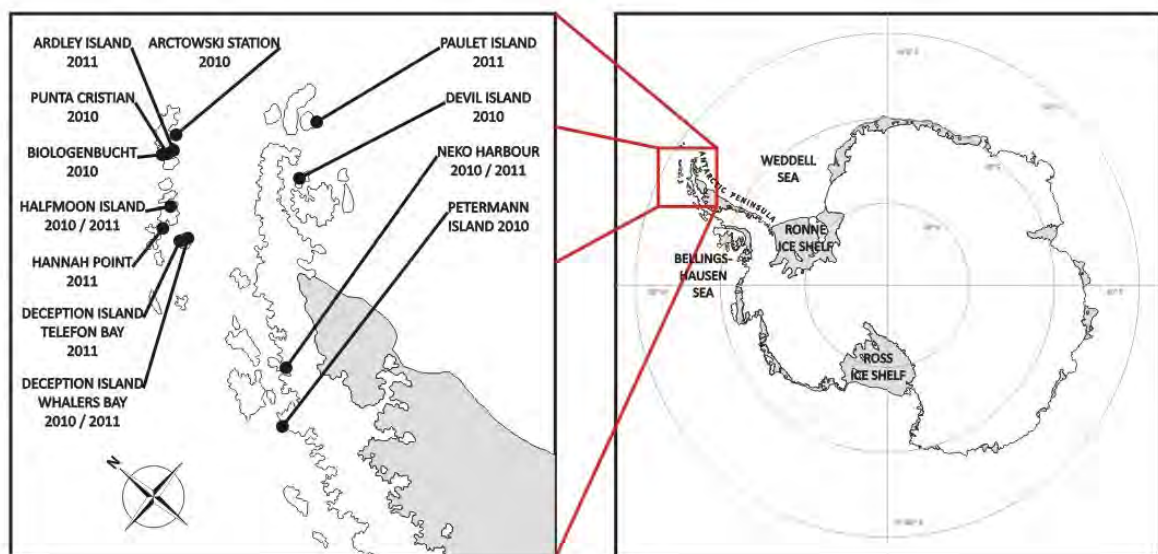


Abb. 5: Lokalitäten der maritimen Antarktis, die im vorliegenden Projekt untersucht wurden, mit den Jahren ihrer Beprobung.

Die nördlichsten Untersuchungsgebiete befanden sich auf den Südlichen Shetlandinseln; mehrere Lokalitäten auf King George Island. Die Lokalität „**Arctowski Station**“ (Abb. 6) lag im Nordosten der Insel in der Nähe der polnischen Station Arctowski auf einer Halbinsel, die in die Admiralty Bay hineinragt. Der Strand ist dort weitgehend kiesig, wobei das Bodenmaterial weiter im Inland etwas lehmiger wird. Hier ist vergleichsweise reiche Bodenvegetation vorhanden, v.a. Moose, Flechten sowie das einzig vorkommende antarktische Gras *Deschampsia antarctica*. Die beeinflussten Areale wurden sowohl von Touristen als auch von Stationspersonal frequentiert. Die unbeeinflussten Areale befanden sich ca. 5 m abseits der beeinflussten Areale

innerhalb ausgedehnter Vegetation im Antarctic Specially Protected Area (ASPA) Nr. 128 „Admiralty Bay“. Die Lokalität wurde im Untersuchungsjahr 2010 beprobt.

Mehrere Lokalitäten befanden sich im Südwesten der Insel, auf oder um die ca. 7 km lange Fildes Halbinsel. Das Untersuchungsgebiet **„Biologenbucht“** lag auf die Westseite der Halbinsel südlich des Gemel Peaks, ca. 250 m landeinwärts der Küste der Bucht gleichen Namens (Abb. 7). Die beprobten Areale befanden sich auf halber Höhe eines Südhangs, durch den mehrere Schmelzwasserbäche führten. Das Bodenmaterial bestand aus einem sandigen bis feinkörnigen Substrat, das mit Kies durchsetzt war. Die Vegetationsdecke (bestehend v. a. aus Moosen) war relativ geschlossen. Die beeinflussten Areale wurden gelegentlich durch Mitarbeiter der Forschungsstationen begangen; die unbeeinflussten Areale lagen abseits der Pfade ca. 50 m entfernt von den beeinflussten Arealen. Die Lokalität wurde 2010 beprobt.



Abb. 6: Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Arctowski Station“ auf King George Island. Buchstaben bezeichnen die einzelnen Untersuchungsareale (A = anthropogen beeinflusst, B = unbeeinflusst). Eingesetzte Bilder zeigen eine Vergrößerung der Probenahmestelle.

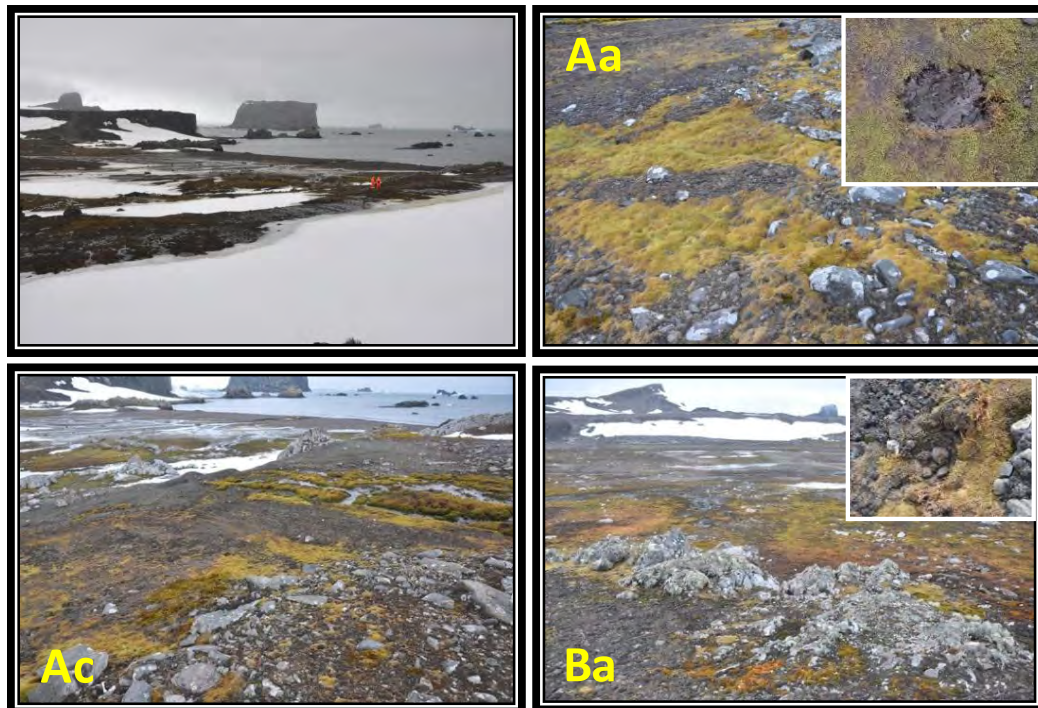


Abb. 7: Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Biologenbucht“ auf der Fildes Halbinsel von King George Island. Links oben = Überblick des Untersuchungsgebiets. Buchstaben bezeichnen die einzelnen Untersuchungsareale (A = anthropogen beeinflusst, B = unbeeinflusst). Eingesetzte Bilder zeigen eine Vergrößerung der Probenahmestelle.

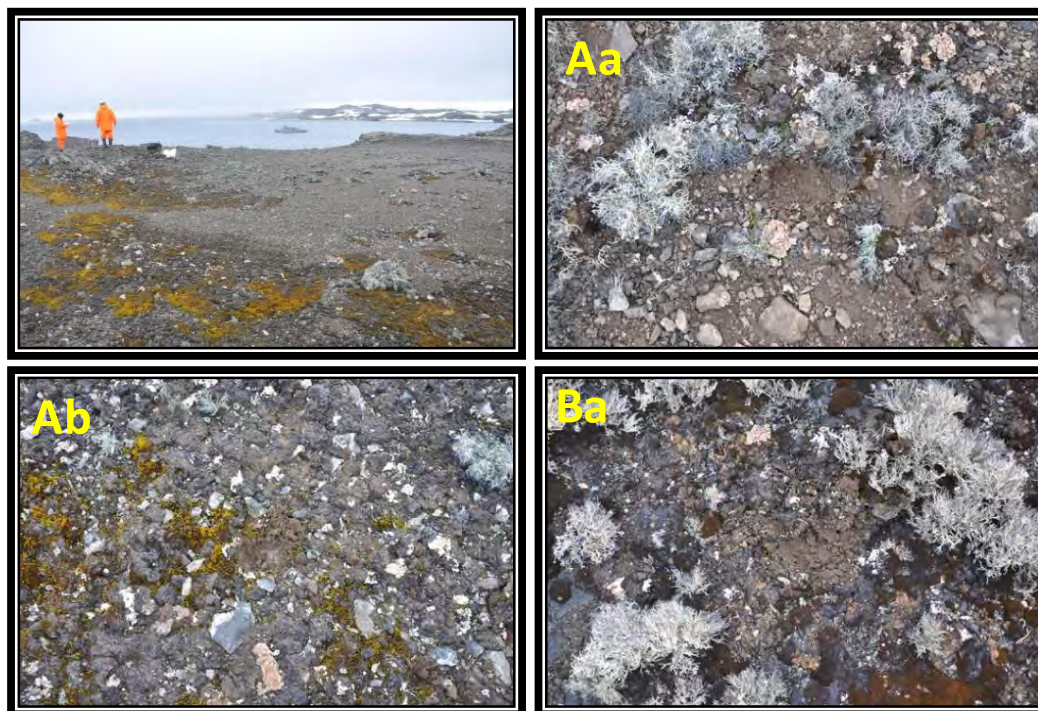


Abb. 8: Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Punta Christian“ auf der Fildes Halbinsel von King George Island. Bilderläuterung siehe Abb. 7.

Zwei weitere Lokalitäten befanden sich auf der Ostseite der Fildeshalbinsel, auf der Nordseite der Maxwell Bay ca. 1 km von der russischen Forschungsstation Bellinghausen entfernt: „**Punta Christian I & II**“ (Abb. 8 & Abb. 9). Punta Christian I befand sich auf einer Klippe oberhalb der Küste entlang eines Trampelpfades, der zu Punta Rodriguez führte. Der Untergrund hier war

felsig, mit einer sehr dünnen, sandigen, mit Kies versetzten Bodenschicht. Vegetation bestand aus relativ lückenhaft verteilten Moospolstern sowie Flechten auf exponierten Felsen. Die beeinflussten Areale befanden sich entlang des Trampelpfades; die unbeeinflussten Areale einige Meter abseits des Weges. Punta Christian II lag ca. 250 m von der ersten Stelle entfernt auf der unteren Strandterrasse der nördlichen Maxwell Bay. Das Bodensubstrat war sandig mit großen Steinen. Vegetation bestand aus einer z. T. lückenhaft verteilten Moosdecke. Diese beiden Lokalitäten wurden ebenfalls im Jahr 2010 untersucht. Die letzte Lokalität der Fildes Halbinsel befand sich auf „**Ardley Island**“ (Abb. 10), eine Insel auf der Westseite der Maxwell Bay östlich der Fildes Halbinsel. Ein Großteil der Insel steht unter Schutz (ASPA Nr. 150 „Ardley Island“). Das Bodensubstrat bestand weitgehend aus Schotter; die Vegetation aus einer relativ dichten und geschlossenen Moosdecke. Die anthropogen beeinflussten Areale lagen entlang einer alten Fahrspur, die heute als von Forschern und Stationspersonal genutzter Fußweg verwendet wird. Die unbeeinflussten Areale befanden sich ca. 10-20 m vom Weg entfernt. Ardley Island wurde im Jahr 2011 beprobt.

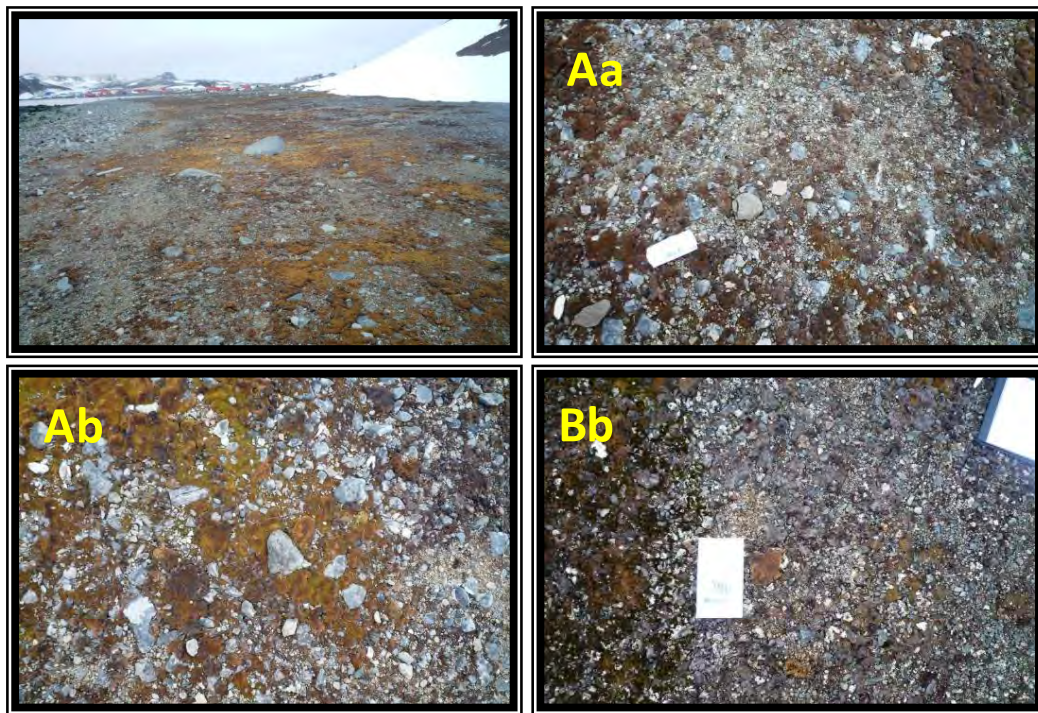


Abb. 9: Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Punta Christian II“ auf der Fildes Halbinsel von King George Island. Bilderläuterung siehe Abb. 7.

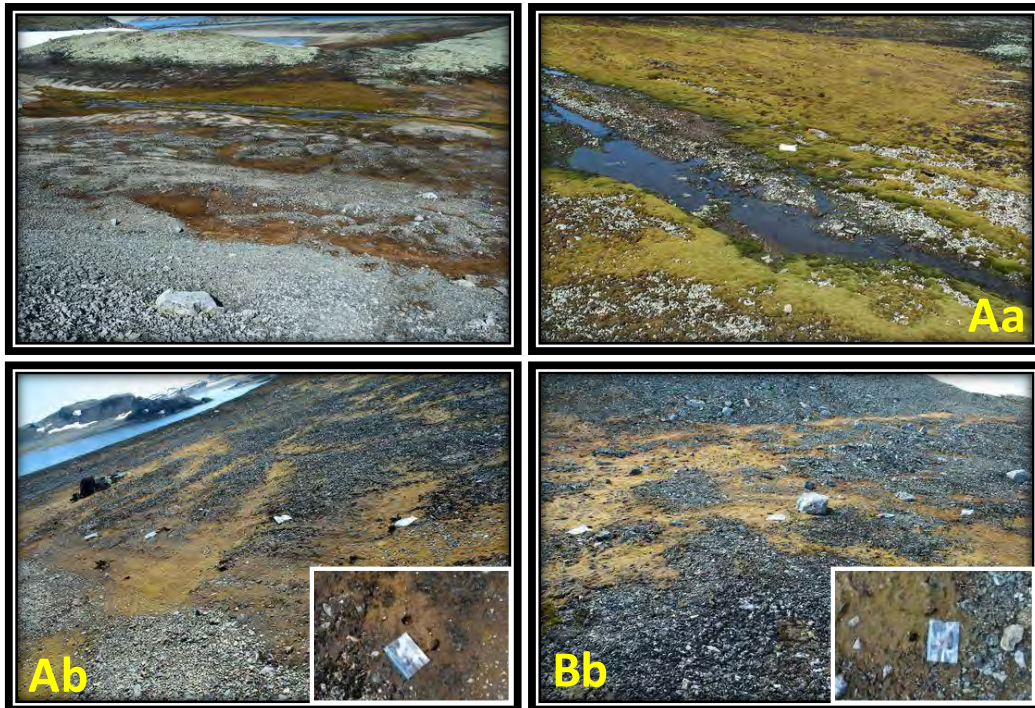


Abb. 10: Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Ardley Island“ (Beispiele). Bilderläuterung siehe Abb. 7.

Die Lokalität „**Halfmoon Island**“ ist eine 2 km lange, Sichelmondförmige Insel nordöstlich von Livingston Island. Das Untersuchungsgebiet war ein kiesiges Gebiet auf einer Halbinsel im Südteil der Insel. Der Boden bestand aus Steinen, die in einer Lehmmatrix eingebettet waren; die Proben wurden dieser Matrix entnommen. Vegetation - wenn vorhanden - bestand aus sporadisch auftretenden Moosen und Flechten bzw. einzelnen Ständen von *Deschampsia antarctica*. Die beeinflussten Areale wurden von Touristen frequentiert. Zwei Gebiete waren aufgrund brütender Seevögel und Zügelpinguine (*Pygoscelis antarctica*) für Touristen geschlossen; eine leicht mit Moosen und Flechten bewachsene Fläche auf einer Anhöhe gehörte nicht zum gesperrten Bereich (Naveen & Lynch 2011). Die Lokalität konnte sowohl 2010 als auch 2011 beprobt werden. Die 2010 beprobten beeinflussten Areale befanden sich entlang der von Touristen begangenen Wege, einmal auf nacktem Boden, zum anderen am Rande der von Moosen bewachsenen Flächen (Abb. 11). Die unbeeinflussten Areale befanden sich 2010 jeweils in ähnlich beschaffenen Flächen ca. 50 m von den beeinflussten Arealen entfernt. Im Jahr 2011 lagen die beeinflussten und stark von Touristen frequentierten Areale am Rande der Pinguinkolonie um das „Closed Area B“, während die unbeeinflussten Areale am Rande der Pinguinkolonie nahe der Ostspitze der Halbinsel lagen.



Abb. 11: Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Halfmoon Island“ (Beispiele). Bilderläuterung siehe Abb. 7.

Im Südwesten des benachbarten Livingston Island liegt auf einer schmalen Halbinsel die Lokalität „Hannah Point“ (Abb. 12). Das Gebiet ist stark hügelig, die Hänge sind steil. Der Untergrund besteht aus Steinen und Kies, die in einer lehmigen Matrix eingebettet sind. Auf der Halbinsel befinden sich größere Kolonien von brütenden Zügel- und Eselspinguinen (*Pygoscelis antarctica* bzw. *P. papua*). Aufgrund des starken Reliefs, der großen Brutkolonien von Pinguinen und Seevögeln sowie der Anwesenheit von Seeelefanten und des Vorhandenseins von mit Pflanzen bewachsenen Flächen inmitten eines ansonsten vergletscherten Gebiets ist Hannah Point auch stark von Touristen frequentiert. Das eigentliche Untersuchungsgebiet befand sich auf mittlerer Hanglage am hinteren Rand einer Zügelpinguinkolonie. Die beeinflussten Areale lagen am Rand eines von Touristen stark frequentierten Weges, der flächig mit der Alge *Prasiola crispa* bewachsen war. Die unbeeinflussten Areale lagen ca. 5 m hangaufwärts, wo der Bewuchs von *Prasiola crispa* in *Deschampsia antarctica* überging. Die Lokalität wurde sowohl 2010 als auch 2011 beprobt.

Zwei weiteren Lokalitäten der Südlichen Shetlandinseln befanden sich auf Deception Island: „Whalers Bay“ und „Telefon Bay“. Deception Island ist eine kreisförmige Vulkaninsel, deren Inneres mit Meerwasser gefüllte Reste des Vulkankraters darstellen. Im Südwesten ist der Krater offen und mit dem Meer verbunden. Die letzte Eruption fand 1996 statt. Das Gebiet ist geothermisch immer noch aktiv und besonders die Böden in Meeresnähe an der Innenseite des Kraters sind noch sehr warm und können Temperaturen von weit über 50 °C erreichen.

„Whalers Bay“ (Abb. 13) befindet sich auf der Ostseite des Kraters auf einem ausgedehnten halbkreisförmigen Strand aus Vulkansand. Das Gebiet ist Standort einer am Anfang des 20. Jahrhunderts gegründeten Walfangstation, die Anfang der dreißiger Jahre des letzten Jahrhunderts seine Aktivitäten eingestellt hat. Whalers Bay ist eine der am stärksten von Touristen besuchten Gebiete der Antarktis (vgl. Tabelle 1). Somit ist die Lokalität nicht nur stark von Touristen frequentiert, sondern hat außerdem eine

lange Geschichte menschlicher Aktivität. Weder Brutkolonien von Pinguinen noch von sonstigen Vögel oder Robben sind hier zu finden, vermutlich aufgrund des stark erwärmten Bodens. Der Boden des Untersuchungsgebietes bestand aus fast nackten Vulkansänden, die nur sporadisch von Moosen, Flechten und Algen bedeckt waren. Die beeinflussten Areale befanden sich inmitten des Strands in der Nähe der Landungsstellen der Schlauchboote der Kreuzfahrtschiffe. Die unbeeinflussten Areale lagen 50-100 m landeinwärts von den beeinflussten Arealen entfernt am Übergang von Strand und der von dort aufsteigenden Steilhängen. Das Gebiet wurde in beiden Untersuchungsjahren beprobt. Im Jahr 2011 wurden zwei weitere Areale untersucht, die sich im nackten Sand auf den Wanderwegen der Touristen zum Roland Hill (beeinflusstes Areal) bzw. ca. 50 m davon entfernt (unbeeinflusstes Areal) befanden.

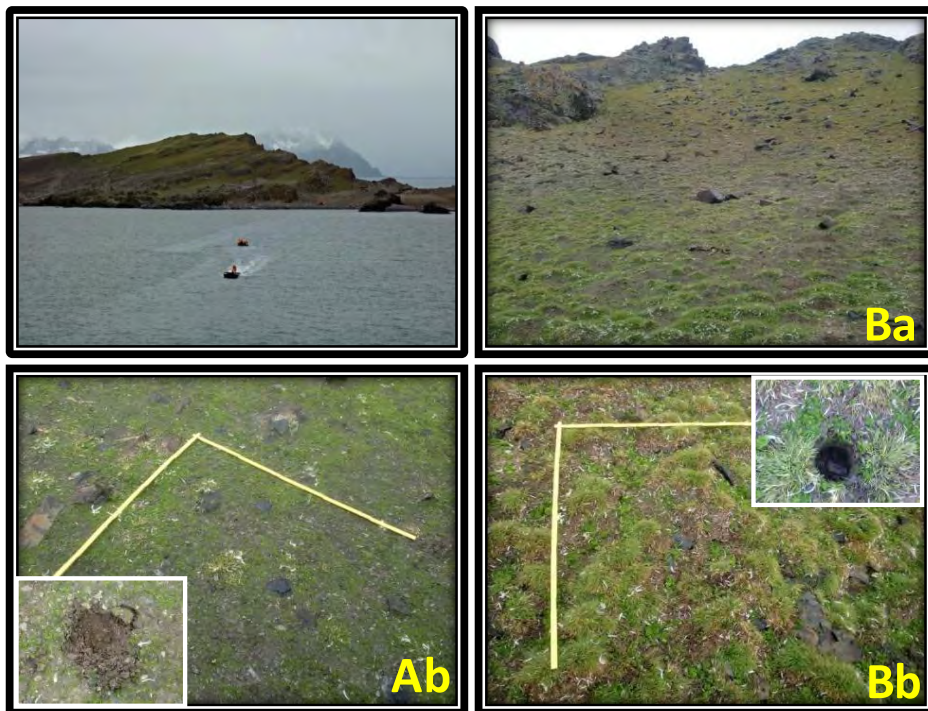


Abb. 12: Probeflächen („Areal“) der Lokalität „Hannah Point“ auf Livingston Island (Beispiele). Bilderläuterung siehe Abb. 7.

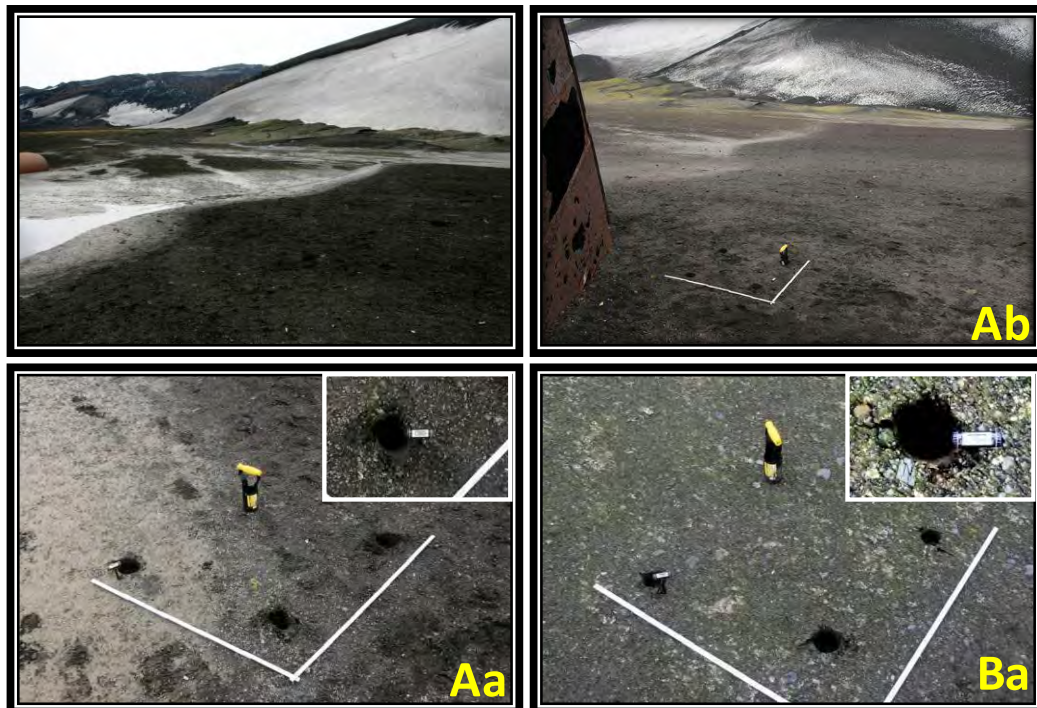


Abb. 13: Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Whalers Bay“ auf Deception Island (Beispiele). Bilderläuterung siehe Abb. 7.

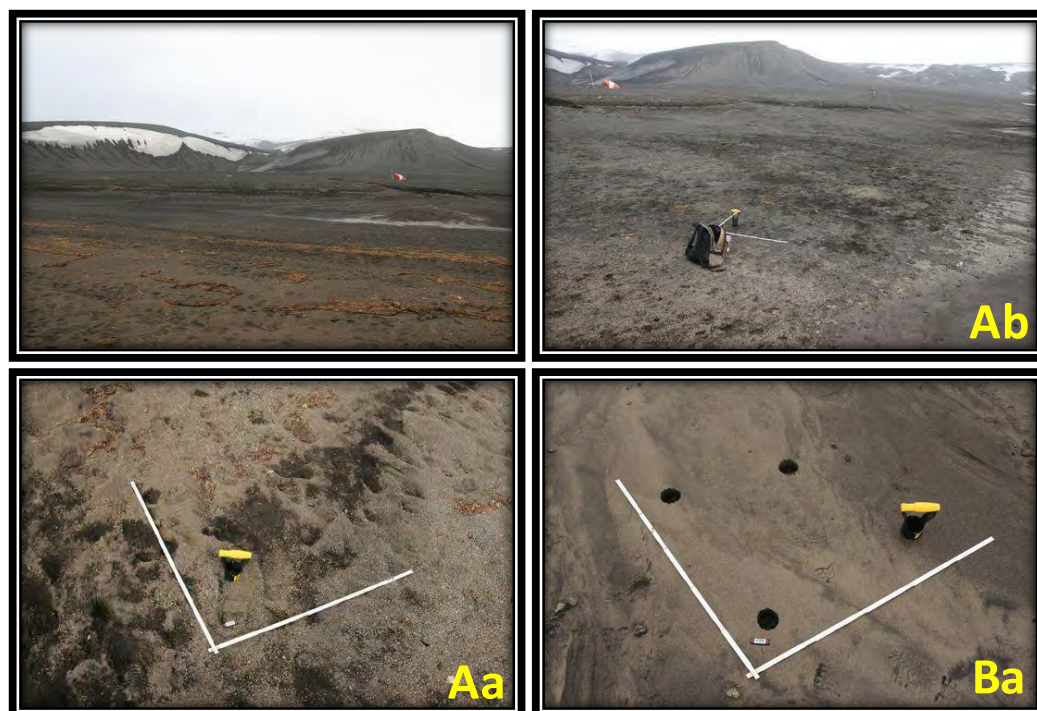


Abb. 14: Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Telefon Bay“ auf Deception Island (Beispiele). Bilderläuterung siehe Abb. 7.

„Telefon Bay“ (Abb. 14) liegt ebenfalls am Strand im Norden des inneren Inselkraters. Der Boden des Untersuchungsgebiets bestand aus nacktermVulkansand ohne Vegetation und wurde ebenfalls stark durch die geothermische Aktivität erwärmt. Wie in Whalers Bay gab es hier mehrere, von Jahr zu Jahr fluktuierende Schmelzwasserabflussrinnen. Die Lokalität wird wesentlich weniger häufig von Touristen besucht und sporadisch von Forschern betreten, die die Entwicklung nach dem letzten Vulkanausbruch untersuchen (Naveen & Lynch 2011). Auch

hier gab es keine Pinguin- oder sonstige Wildtier-Kolonien. Die beeinflussten Areale lagen entlang der Wanderwege am Strand; die unbeeinflussten Areale ca. 50 m seitlich hiervon entfernt. Die Lokalität wurde nur 2011 untersucht.

Zwei Lokalitäten befanden sich auf Inseln im Weddellmeer im äußersten Nordosten der Antarktischen Halbinsel am Ausgang des Antarktischen Sounds zum Weddellmeer. Die beiden Lokalitäten „Devil Island“ und „Paulet Island“ sind in ihrer geomorphologischen Beschaffenheit ähnlich, mit Bergspitzen und flacheren Tälern bzw. Küstengebieten. Auf beiden Inseln befinden sich größere Brutkolonien von Adeliepinguinen (*Pygoscelis adeliae*). Deshalb werden diese Lokalitäten von Touristen häufig besucht. Der Boden der Untersuchungsflächen von Devil Island war stark sandig mit eingebetteten Kies; Vegetation war nicht vorhanden (Abb. 15). Zwei Areale lagen am Rande der Pinguinkolonien und zwei in einem von Pinguinen weniger frequentierten Bereich (jeweils ein beeinflusstes und ein ca. 50-100 m davon entferntes unbeeinflusstes Areal). Devil Island wurde im Jahr 2010 beprobt. Der Boden von Paulet Island ist sehr steinig mit einer dünnen, stark schlammigen Tonmatrix und ebenfalls nicht von Vegetation bedeckt (Abb. 16). Die Untersuchungsareale befanden sich im stark durch Pinguine frequentierten Gebiet entlang einer Schmelzwasserabflussrinne; das unbeeinflusste Areal lag ca. 50 m von dem beeinflussten Areal entfernt. Ein zusätzliches unbeeinflusstes Areal, das ausnahmsweise flächig von der Alge *Prasiola crispa* bewachsen war, wurde ebenfalls beprobt. Die Untersuchungen auf Devil Island fanden im Jahr 2011 statt.

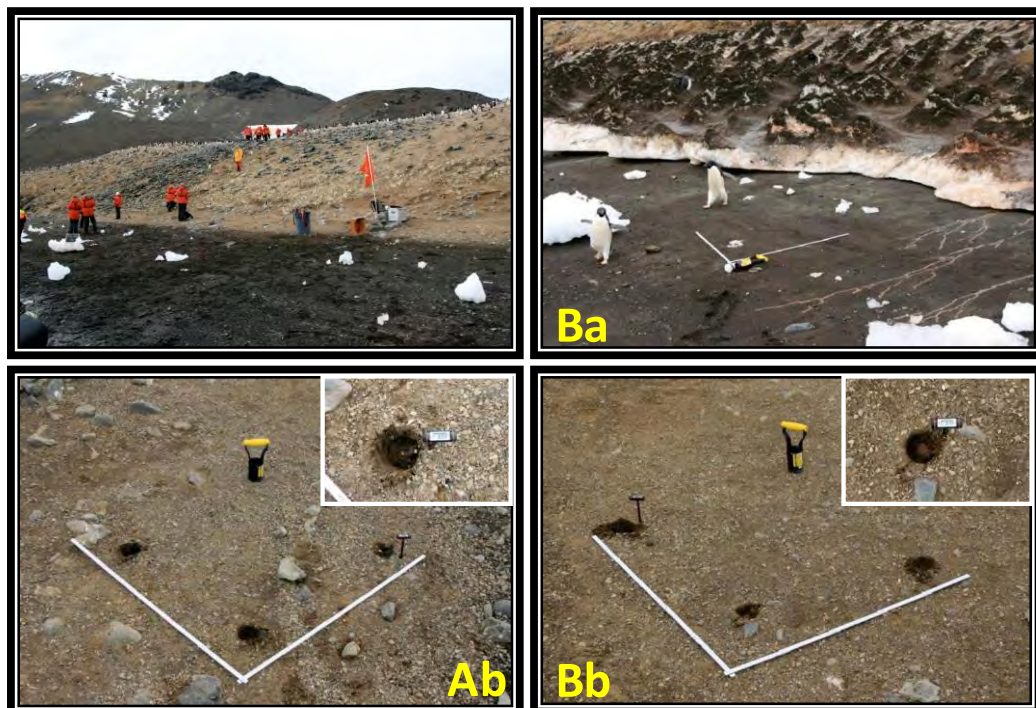


Abb. 15: Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Devil Island“ im Weddellmeer (Beispiele). Bilderläuterung siehe Abb. 7.



Abb. 16: Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Paulet Island“ im Weddellmeer (Beispiele). Bilderläuterung siehe Abb. 7.

Die zwei südlichsten Lokalitäten befanden sich auf der Westseite der Antarktischen Halbinsel. Die Lokalität „**Neko Harbour**“ befindet sich am östlichen Rand einer Bucht gleichen Namens. Das Untersuchungsgebiet lag in einem eisfreien Küstenbereich, der ansonsten von vergletschertem Land umgeben und Standort einer Brutkolonie von Eselspinguinen (*Pygoscelis papua*) war. Die Lokalität ist neben Whalers Bay einer der von Touristen am stärksten besuchten Gebiete der Antarktis. Die anthropogene Beeinflussung stammte hier allerdings nur von Touristen. Der Boden der Untersuchungsareale bestand aus mittelgroßen Steinen, die von Lehm umgeben waren; die Proben wurden aus der Lehmmatrix entnommen (Abb. 17). Die beeinflussten Areale lagen entlang der Wanderwege von Touristen; die unbeeinflussten Areale hiervon ca. 20 m entfernt (mit einer Ausnahme, die weiter entfernt lag) abseits der Wanderwege. Die Lokalität wurde in beiden Untersuchungs Jahren beprobt.

„**Petermann Island**“ ist eine ca. 1 km lange Insel, die in der Penola Strait liegt. Sie besteht weitgehend aus Fels und ist zum großen Teil von Schnee und Eis bedeckt. In Küstennähe befinden sich einige felsige schnee- und eisfreie Stellen, auf denen sich Brutkolonien von Adelie- und Eselspinguinen (*Pygoscelis adeliae* bzw. *P. papua*) befanden. Im eisfreien Gebiet zwischen den Felsen lag auf einigen Stellen kiesiger und vegetationsloser Sand, aus dem die Proben entnommen wurden (Abb. 188). Die anthropogene Beeinflussung war fast ausschließlich durch Touristen gegeben. Das beeinflusste Areal befand sich im Besuchergebiet nahe der Pinguinkolonien; das unbeeinflusste Areal ca. 20 m daneben. Die Lokalität wurde lediglich im Jahr 2010 untersucht.

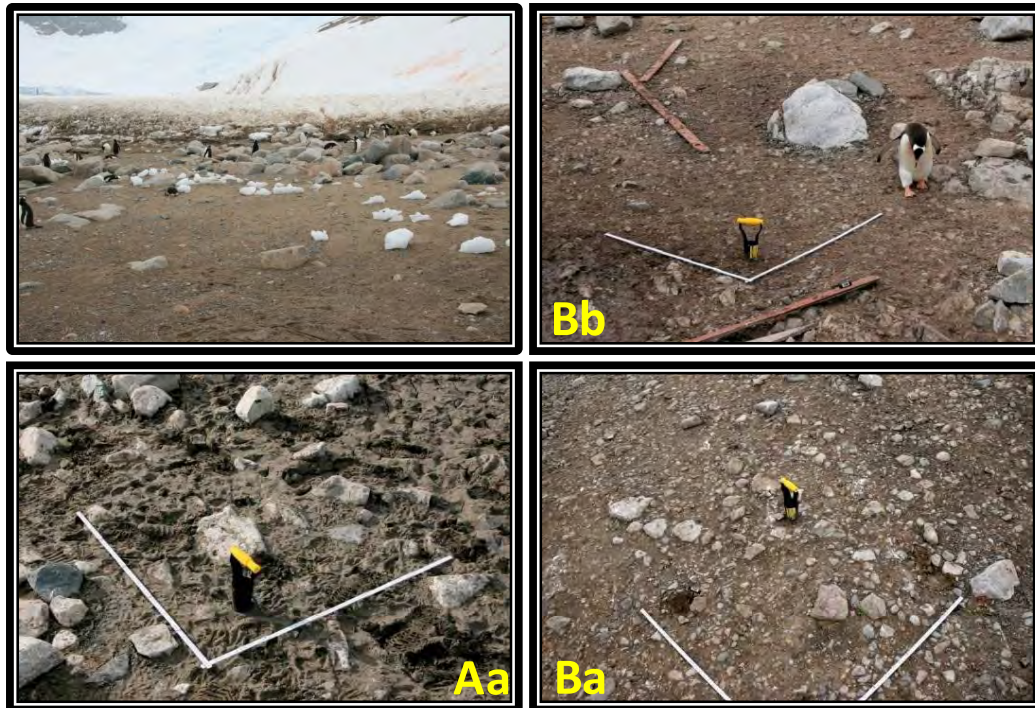


Abb. 17: Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Neko Harbour“ auf der Antarktischen Halbinsel (Beispiele). Bilderläuterung siehe Abb. 7.

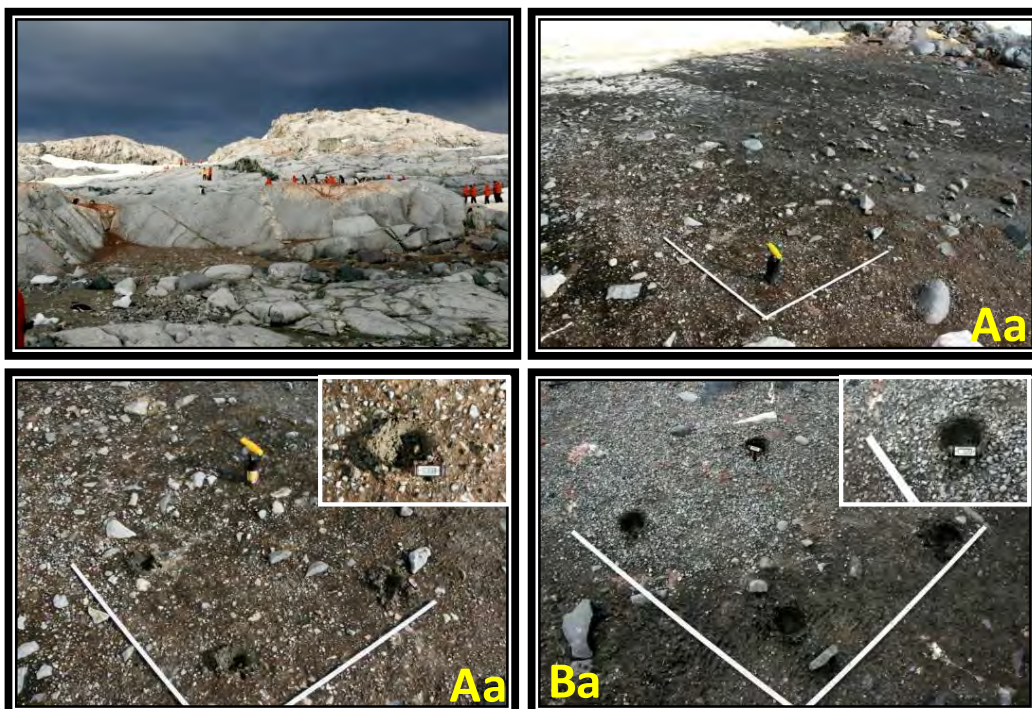


Abb. 18: Probeflächen („Areale“) der Lokalität „Petermann Island“ (Beispiele). Bilderläuterung siehe Abb. 7.

2.1.5 Probenahme

Aufgrund der Zeitbegrenzungen während der Landgänge konnten nicht alle Untersuchungsflächen (= Areale) der bei den Schiffstouren angefahrenen Lokalitäten komplett beprobt werden. An anderen Stellen, z.B. auf King George Island, konnte im ersten Untersuchungsjahr (2010) in vier verschiedenen Lokalitäten das volle Untersuchungsprogramm durchgeführt werden. Im zweiten Untersuchungsjahr (2011) wurden die von Touristen

besuchten Lokalitäten ausschließlich während der Touren der MS Hanseatic v. a. durch A. Kertelhein (und ergänzend durch D. Russell) beprobt. Ein vollständiges Beprobungsschema auf einzelnen Lokalitäten (z. B. Whalers Bay, Neko Harbour) konnte nur erfolgen, indem es während zweier aufeinanderfolgender Schiffstouren durchgeführt wurde. In allen Untersuchungsgebieten konnte auch bei eingeschränkter Arealzahl trotzdem die volle Anzahl von vier Bodenstichproben pro Areal entnommen werden, so dass eine statistische Auswertung der erhobenen Daten trotz eines „unbalancierten Designs“ möglich war. Fast alle Expeditionsleiter und Wissenschaftler konnten weiterhin alle Bodenstichproben mit dem Bodenstecher und in ähnlicher Bodentiefe (ca. 4 cm) vornehmen. In allen anderen Gebieten wurden die genauen Größen der Einzelproben aufgezeichnet, so dass alle erhobenen Daten vergleichbar sind. Die Bodenproben wurden einzeln in handelsübliche 2 l Plastikgefrierbeutel verpackt, beschriftet und verschlossen. Während der weiteren Schiffstour wurden die Proben bis zur Ankunft der Schiffe in Ushuaia gekühlt gelagert, z. B. im Blumenlager der Schiffe bei 5-8 °C. Die von den Bodenproben getrennten Vegetationsproben wurden in Papiertüten verpackt, beschriftet, verschlossen und ebenfalls kühl und trocken gelagert. Die Probenahme der AG um H.-U. Peter auf der Fildes Halbinsel fanden jeweils unmittelbar vor ihrer Rückkehr nach Deutschland statt, sodass eine besondere Lagerung der Proben vor ihr Transport nach Deutschland nicht notwendig war. Die Beprobungsdaten sind in Tabelle 2 wiedergeben.

Tabelle 2: Die im antarktischen Sommer 2010 und 2011 tatsächlich beprobten Lokalitäten, ihre genaue Lage, Datum der Probennahme, Name des Probennehmers sowie die Anzahl beprobter Untersuchungsflächen (= Areale) pro Lokalität und die Gesamtanzahl entnommener Bodenstichproben.

Standort	GPS Daten	Datum	Probennehmer	Anzahl Flächen	Anzahl Proben
Devil Island	63°47'54.0" S 57°17'24.6" W	17.01.2010	A. Kertelhein	4	16
Halfmoon Island	62°35'42.7" S 59°53'54.8" W	19.01.2010	A. Kertelhein	3	12
Halfmoon Island	62°35'43,9" S 59°54'07,7" W	09.02.2010	H.-J. Spitzenberger	6	24
Whalers Bay (Deception Island)	62°58'43.8" S 60°33'24.4" W	19.01.2010	A. Kertelhein	4	16
Whalers Bay (Deception Island)	62°58'43,5" S 60°33'24,5" W	09.02.2010	H.-J. Spitzenberger	6	24
Petermann Island	65°10'29.3" S 64°08'10.7" W	20.01.2010	A. Kertelhein	2	8
Neko Harbour	64°51'45.9" S 62°26'47.5" W	21.01.2010	A. Kertelhein	4	16
Arctowski Station (King George Island)	62°09'32.6" S 58°27'58.1" W	25.01.2010	K. Pütz	6	24
Biologenbucht (King George Island)	62°11'48.3" S 58°59'28.8" W	21.01.2010	H.-U. Peter	6	24
Punta Cristian (King George Island)	62°11'50.7" S 58°56'33.2" W	22.01.2010	H.-U. Peter	6	24
Punta Cristian II (King George Island)	62°11'53.0" S 58°56'47.5" W	12.02.2010	A. Nordt	6	24
Whalers Bay (Deception Island)	62°58'42.96"S 60°33'29.34"W	02.01.2011	A. Kertelhein, M. Steinhof	6	24
Whalers Bay (Deception Island)	62°58'42.96"S 60°33'29.34"W	07.02.2011	D. Russell	2	8
Telefon Bay (Deception Island)	62°55'43.03" S 60°40'48.83"W	02.01.2011	A. Kertelhein	6	24

Neko Harbour	64°50'41.10"S, 62°31'53.46"W	03.01.2011	A. Kertelhein, H. Fries	4	16
Neko Harbour	64°50'41.10"S, 62°31'53.46"W	21.01.2011	A. Kertelhein	2	8
Neko Harbour	64°50'41.10"S, 62°31'53.46"W	10.02.2011	D. Russell	2	8
Halfmoon Island	62°35'45.84"S, 59°54'6.84"W	20.01.2011	A. Kertelhein, H. Fries	6	24
Ardley Island (King George Island)	62°12'38.40"S, 58°56'40.62"W	15.01.2011	H.-U. Peter, S. Janowski, A. Nordt	6	24
Paulet Island	63°34'30.36"S, 55°46'59.04"W	06.02.2011	D. Russell	3	12
Hannah Point	62°39'14.94"S, 60°36'39.84"W	07.02.2011	D. Russell	4	16

2.1.6 Probentransport nach Deutschland

Die Bearbeitung der Proben fand in Deutschland statt, was einen Transport der Proben aus der Antarktis nach Deutschland erforderte. Für die Probenahme vor Ort und den Transport (Import) der Proben nach Deutschland wurden die entsprechenden Genehmigungen nach dem Gesetz zur Ausführung des Umweltschutzprotokolls vom 4. Oktober 1991 zum Antarktis-Vertrag (AUG) durch das UBA erteilt.

Die einzelnen Touren der Kreuzfahrtschiffe konnten so gewählt werden, dass einzelne Wissenschaftler und Expeditionsleiter Proben bei ihrem Rückflug nach Deutschland direkt mitbringen konnten. Die Proben wurden entweder von den Probenehmern selbst oder von anderen Personen nach Deutschland transportiert, wo sie in beiden Untersuchungsjahren am Frankfurter Flughafen direkt bei der Ankunft von Mitarbeitern des Senckenberg Museums für Naturkunde Görlitz in Empfang genommen und sofort nach Görlitz gebracht wurden. Lediglich H.-J. Spitzenberger übergab die von ihm gesammelten Proben am 15.02.2010 an den Schiffsagenten Herrn Maximiliano Abadie (Agencia Maritima Internacional) in Ushuaia. Leider kam es zu langen Verzögerungen bei der weiteren Bearbeitung vor Ort. Da die Proben nicht gekühlt gelagert worden waren, wurden sie nach ca. fünf Wochen als nicht mehr brauchbar beurteilt. In der Konsequenz wurde auf die Verschickung nach Deutschland und weitere Bearbeitung der Proben verzichtet.

2.2 Laborarbeiten

2.2.1 Bearbeitung der Bodenproben, Extraktion der Bodenorganismen

Nach der Ankunft der Bodenproben in Görlitz wurden sie zuerst in Vegetations- und Bodenproben aufgeteilt. Die Vegetationsproben wurden an den Botaniker V. Otte (SMNG) weitergeleitet. Da die Bodenproben in Plastikbeuteln verpackt waren und sich somit nicht mehr in ihrer ursprünglichen Form (Bodenkern) befanden, wurden sie zuerst einzeln gesichtet und ihre ursprünglichen Dimensionen (Durchmesser, Tiefe) anhand der Geländeprotokolle für eine Volumenbestimmung quantifiziert. Falls Vegetationsauflagen vorhanden waren, wurden diese vom Boden getrennt, wobei ein Teil an V. Otte weitergeleitet wurde und der andere Teil bei der Bodenbearbeitung verblieb.

Die einzelnen Bodenproben wurden anschließend gewogen, um einerseits eine weitere Quantifizierung der Probegrößen zu ermöglichen, andererseits um das Frischgewicht jeder Probe für spätere Messungen der Bodenfeuchte zu ermitteln. Anschließend erfolgte eine

Auftrennung des Bodens (inklusive restlicher Vegetationsauflagen) jeder einzelnen Probe für die zwei angewandten Methoden der Extraktion der Bodentiere aus dem Boden. Für die Mikrofauna (Nematoda und Tardigrada) wurde eine aktive Nassextraktion modifiziert nach Baermann (1917) und für die Mesofauna (Collembola und die verschiedenen acarologischen Gruppen) eine aktive Trockenextraktion nach MacFadyen (1961) angewandt. Bei der Auftrennung der Proben für die zwei Extraktionsverfahren wurde für die Baermann-Extraktion ein Anteil von ca. 50 g verwendet. Wenn das Gesamtgewicht der Probe unter 100 g lag, wurde die Probe halbiert und eine Hälfte einer Baermann- und die andere einer MacFadyen-Extraktion unterzogen. In beiden Fällen wurde das Gewicht der jeweiligen Probe genau quantifiziert.

Tabelle 3: Zeitdauer zwischen Probenahme in den antarktischen Untersuchungsgebieten und Beginn der Extraktion der Bodentiere aus den Proben.

Lokalität	Probenahme	Probenankunft in Görlitz	Beginn Probenextraktion	vergangene Zeit nach Probenahme
Devil Island	17.01.2010	28.01.2008	28.01.2010	11 Tage
Halfmoon Island	19.01.2010	28.01.2008	28.01.2010	9 Tage
Deception Island	19.01.2010	28.01.2008	28.01.2010	9 Tage
Petermann Island	20.01.2010	28.01.2008	28.01.2010	8 Tage
Neko Harbour	21.01.2010	28.01.2008	28.01.2010	7 Tage
Arctowski Station	25.01.2010	09.02.2010	09.02.2010	15 Tage
Biologenbucht	21.01.2010	09.02.2010	09.02.2010	19 Tage
Punta Cristian	22.01.2010	09.02.2010	09.02.2010	18 Tage
Punta Cristian II	12.02.2010	09.03.2010	09.03.2010	15 Tage
Whalers Bay	02.01.2011	29.01.2011	29.01.2011	27 Tage
Whalers Bay	07.02.2011	16.02.2011	16.02.2011	9 Tage
Telefon Bay	02.01.2011	29.01.2011	29.01.2011	27 Tage
Neko Harbour	03.01.2011	29.01.2011	29.01.2011	26 Tage
Neko Harbour	21.01.2011	29.01.2011	29.01.2011	8 Tage
Neko Harbour	10.02.2011	16.02.2011	16.02.2011	5 Tage
Halfmoon Island	20.01.2011	29.01.2011	29.01.2011	9 Tage
Ardley Island	15.01.2011	29.01.2011	29.01.2011	14 Tage
Paulet Island	06.02.2011	16.02.2011	16.02.2011	10 Tage
Hannah Point	07.02.2011	16.02.2011	16.02.2011	9 Tage

Um die besten Resultate bei der Gewinnung von Bodentieren aus Bodenproben zu erzielen, sollte eine Extraktion der Tiere möglichst bald nach einer Probenahme erfolgen, optimal am gleichen Tag oder aber zumindest innerhalb weniger Tage. Aufgrund des langen Transportwegs aus den antarktischen Untersuchungsgebieten nach Görlitz war dies jedoch im vorliegenden Fall nicht möglich. Hierin verbirgt sich die Gefahr einer Veränderung der faunistischen Verhältnisse durch Mortalität, Vermehrung, Predation usw. Tabelle 3 gibt die Zeitdauer zwischen Probenahme und Beginn der Tier-Extraktion wieder. Trotz der langen Transportzeiten erfolgte die Extraktion in den meisten Fällen, insbesondere im ersten Untersuchungsjahr, relativ zeitnah. Ausnahmen bildeten lediglich drei Lokalitäten, die im Januar 2011 erprobt wurden. Da während der Lagerung an Bord des Schiffes und im Flugzeug die Proben meist gekühlt gehalten waren, sind *große* Veränderungen der Proben nicht sehr

wahrscheinlich. Dennoch wurde die unterschiedlichen Transportzeiten der Proben dokumentiert, um diese bei der Interpretation der Ergebnisse entsprechend berücksichtigen zu können.

Bei der Trockenextraktion nach MacFadyen wurde die Mesofauna (Collembola und Acari) aus den Bodenproben mit Hilfe eines High-Gradient Extraktor aus den Proben gewonnen. Die einzelnen Bodenproben kamen in den Extraktor zwischen einem Heiz- und einem Kühlraum und waren somit einem Wärme- und Trockenheitsgradienten ausgesetzt. Da diese Bodentiere vor Trockenheit und Wärme nach unten flüchten (negative Xero- und Thermotaxis und positive Geotaxis), wurden sie durch die langsame Erwärmung und Austrocknung der Proben von oben aus dem Boden aktiv ausgetrieben. Die Tiere fielen dabei probenspezifisch in Auffangbehälter mit einem Fixierungs- und Konservierungsmittel (von-Törne Gemisch: 50%iges Isopropanol mit 3% Eisessig und 0,3% Formalin). Die Extraktionen begannen jeweils bei ca. 20 °C (Probenoberseite) bzw. 10-15 °C (Probenunterseite), und endeten nach ca. 13 Tagen bei 45 °C (Probenoberkante) bzw. 30 °C (Probenunterkante) und völliger Trockenheit der Bodenproben (Abb. 19). Nach Abschluss der Extraktion wurde das Extraktionsgut jeder Probe in 70%iges Ethanol überführt und drei Wochen zur Konservierung der Bodentiere gelagert.

Für die Mikrofauna (Nematoden und Tardigraden) wurde die Nassextraktion modifiziert nach Baermann ebenfalls noch am Tag der Ankunft der Proben in Görlitz angesetzt. Hierbei wurde jede Bodenprobe eingewogen, auf einen Milchfilter in ein Sieb gelegt und dieses Sieb waagrecht in einem Trichter platziert, der in einem Gummischlauch mit Schlauchklemme endet. Der Trichter wurde soweit mit Leitungswasser gefüllt, dass die Unterseite der Bodenprobe benetzt war. Bei konstanter Temperatur von 20 °C trocknete der Boden langsam von oben nach unten aus und diejenigen Bodenbewohner (Nematoden, Tardigraden), die in den dünnen Wasserfilmen im Bodenporensystem leben, wanderten aktiv nach unten aus dem Boden aus (negative Xerotaxis und positive Geotaxis), sanken im Trichter ab und sammelten sich über der Klemme im Schlauch. Um Prädation und damit eine Dezimierung der Tiere im Auffangschlauch zu vermeiden, wurde das Extrakt täglich entnommen und die darin befindlichen Nematoden und Tardigraden sofort mit ca. 60° C heißem Wasser getötet und in ca. 0,2%iger Triethanolamin-Formalinlösung (TAF) bei 4 °C konserviert. Nach 5 Tagen wurde die Extraktion beendet.

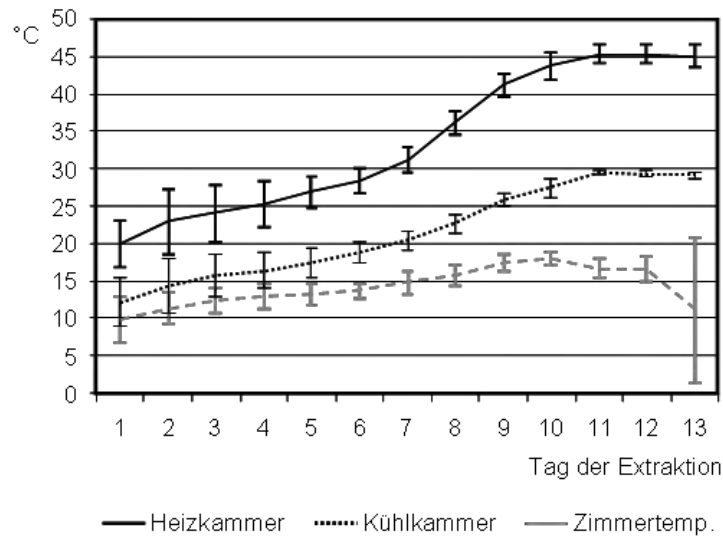


Abb. 19: Verlauf der an den Proben angelegten Temperaturgradienten (im Vergleich zur Umgebungstemperatur) während der Extraktion der Mesofauna.

Nach Extraktion und Konservierung der Tiere erfolgte ihre Trennung von Resterde sowie die Sortierung auf der Ebene taxonomischer Großgruppen (Collembola, Actinedida, Oribatida, Gamasina; Nematoda und Tardigrada) sowie eine erste probenspezifische Quantifizierung dieser Großgruppen unter dem Stereomikroskop bei max. 50-facher Vergrößerung. Die Bearbeitung der Mesofauna- und Mikrofaunaproben fand nicht parallel sondern nacheinander statt. Da die Individuendichten der Mikrofauna in den einzelnen Proben trotz der geringeren Probengröße enorm waren, stellte diese erste Quantifizierung der Nematoda und Tardigrada (bei Tierzahlen von mehr als 100 Individuen pro Probe) vorerst lediglich eine grobe Schätzung dar. Bei der taxonomischen Determination wurden diese Proben dann exakt ausgezählt.

Nach Auslese und Sortierung wurden die Individuen der einzelnen Tiergruppen in 70%igen Alkohol überführt (die Nematoda blieben in 0,2%iger TAF-Lösung) und wurden probenspezifisch in Sammlungsröhrchen aufbewahrt. Zur weiteren taxonomischen Determination verbleiben die Nematoda, Actinedida und Gamasina am Naturkundemuseum in Görlitz (bei K. Hohberg, D. Russell bzw. A. Christian) während die Proben der anderen Tiergruppen an Wissenschaftler der anderen Projektpartner versandt wurden (Tabelle 4). Wie aus der Tabelle ersichtlich, nahm die Auslese und Sortierung der Bodentiere aus dem Extraktionsgut in jedem Untersuchungsjahr insgesamt ca. fünf Monate in Anspruch.

Tabelle 4: Versand der ausgelesenen Bodentiere an den taxonomischen Bearbeiter.

Tiergruppe	Bearbeiter	Datum	Probentiele
Oribatida	A. Bruckner, Wien	27.05.2010	Komplett
Collembola	M. Potoapov, Moskau	24.03.2010	Probencharge I
		04.06.2010	Probencharge II
Tardigrada	S. McInnes, Cambridge	07.07.2010	Probencharge I
		20.08.2010	Probencharge II
Oribatida	A. Bruckner, Wien	24.08.2011	Komplett
Collembola	M. Potoapov, Moskau	15.10.2011	„Selbstabholung“
Tardigrada	S. McInnes, Cambridge	18.06.2011	Komplett

2.2.2 Determination der Bodenorganismen

Für die Artdetermination wurden mikroskopische Präparate der Individuen der jeweiligen Gruppe hergestellt, z. T. ein Präparat pro Individuum. Beispielsweise fielen bei der Determination der Collembola und oribatiden Milben sehr viele Individuen einzelner Arten an. Deshalb wurden die Individuen zunächst unter dem Stereomikroskop in Morphospezies aufgeteilt. Die Bestimmung der Collembola und Oribatida erfolgte mit der *temporary mount technique*. Dabei wurden die Tiere Stück für Stück in halboffene Hohlschliff-Objektträger überführt: ein Deckglas deckt die mit einem Tropfen Einbettungsmedium gefüllte Hälfte des Hohlschliffs ab, worin die Objekte mit einer feinen Nadel in alle Raumrichtungen gedreht und betrachtet werden konnten. Bei den Collembola wurde mehr als die Hälfte der Individuen in Gisin's and Phoea Liquor eingebettet. Die restlichen Individuen wurden quantifiziert und in 70%igem Ethanol für zukünftige rasterelektronenmikroskopische Studien aufbewahrt. Die Bestimmung der in der Antarktis endemischen Collembola erfolgte gemäß den Bestimmungsschlüsseln und taxonomischen Revisionen von Wise (1967), Massoud & Rapoport (1968), Greenslade (1995) und Deharveng (1981). Für nicht ausschließlich in der Antarktis heimische Collembolenarten wurden die Determination Schlüssel nach Fjellberg (1998, 2007), Pomorski (1998), Potapov (2001), Thibaud et al. (2004) sowie Dunger & Schlitt (2011) angewandt.

Ein Teil der gesammelten und ausgelesenen Oribatiden wurde in Milchsäure überführt und einige Tage lang auf einer Heizplatte erwärmt (bei etwa 40 °C), um sie für die Bestimmungsarbeit aufzuhellen (durchsichtig zu machen). Die Bestimmung erfolgte unter dem Mikroskop bei maximal 600-facher Vergrößerung. Die zur Bestimmung letztendlich nachgewiesenen Arten folgten Hammer (1958) und Wallwork (1962, 1965). Die restlichen Individuen wurden anschließend artspezifisch quantifiziert. Zur endgültigen Aufbewahrung aller Individuen der Oribatiden wurden sie in Ethanol überführt; Dauerpräparate wurden nicht hergestellt.

Die Gamasina wurden individuengenau in einem Eisessig-Glycerin-Gemisch aufgehellt und anschließend in Dauerpräparate in einem Gummi-arabicum Gemisch eingebettet und unter einem Differenzial Interferenz-Kontrast Mikroskop bei 400 bis 1000-facher Vergrößerung bestimmt. Alle Individuen der Actinedida wurden ebenfalls in Dauerpräparate in einem Chloral Hydrat-Gummi-arabicum Gemisch eingebettet. Die Determination der Individuen bis zur Art fand ebenfalls unter o.g. Mikroskop bei 400 bis 1000-facher Vergrößerung statt. Die Bestimmung folgte den Werken von Strandtmann (1967), Booth (1984), Booth et al. (1985), Usher & Edwards (1986), Kethley (1990), Kethley & Welbourne (2010) sowie zahlreichen Artbeschreibungen.

Die Nematoden wurden probenganau in 0,2%iger TAF-Lösung auf ein Deckgläschen pipettiert (Massenpräparat) und unter einem Leica DMI 3000 B Umkehrmikroskop bei 50-facher Vergrößerung gezählt. Anschließend wurden pro Probe 100 Individuen ebenfalls unter dem Umkehrmikroskop mit Differenzial-Interferenz-Kontrast bei 630 bis 1000-facher Vergrößerung auf Artbasis bestimmt. In Einzelproben, die weniger als 100 Nematoden enthielten, wurden alle Individuen bestimmt. Zur Bestimmung wurden die Veröffentlichungen von Andrassy (1998, 2008), Boström (1995, 1996), Holovachov & Boström (2006), Maslen (1979a), Nedelchev & Peneva (2000, 2007), Peneva et al. (1996), Timm (1971) und weitere Einzelbeschreibungen verwendet. Belegexemplare der Nematodenarten wurden pro Standort in Glycerin als Dauerpräparate eingebettet und mit Paraffin umrandet.

Die Samenpflanzen (die beiden einzigen antarktischen Samenpflanzenarten *Deschampsia antarctica* und *Colobanthus quietensis*), Flechten und Moose wurden nach Möglichkeit bis zur Art determiniert. Bei den Algen konnte nur die markante und häufige, oft aspektbestimmende Makroalge *Prasiola crispa* als Art angesprochen werden. Die zum Teil vorhandenen Krusten von Mikroalgen wurden grob differenziert in Grünalgen, Kieselalgen und „Blualgen“ (Cynobakterien). Zur Bestimmung der Proben kamen binokulare Auflicht- und Durchlichtmikroskope zum Einsatz, ggf. unter Anfertigung von Schnittpräparaten. Zur Detektion bestimmungsrelevanter Flechtensubstanzen wurden bei Erfordernis Tüpfeltests mit wäßrigen Lösungen von Kaliumhydroxid bzw. Natriumhypochlorit sowie alkoholischer Lösung von p-Phenyl-Diamin durchgeführt; Kristallsekretionen (im Mark von *Psoroma tenue*) wurden polarisationsmikroskopisch demonstriert. Als Bestimmungsliteratur wurden die Werke von Bednarek-Ochyra et al. (2000), Henssen & Renner (1981), Ochyra et al. (2008), Olech (2004) und Øvstedal & Lewis Smith (2001) verwendet. Die Bestimmungsergebnisse wurden in Zweifelsfällen durch Vergleich mit Sammlungsmaterial aus dem Herbarium des SMNG geprüft, wobei insbesondere auf die umfangreichen Aufsammlungen aus der 29. Sowjetischen Antarktisexpedition von 1984/85 nach King George Island zurückgegriffen werden konnte. Die im Projekt gewonnenen Vegetationsproben wurden nach Arten getrennt mit eindeutiger Dokumentation unter der Akzessionsnummer 728 im Herbarium des SMNG hinterlegt.

Die Vegetation wurde hauptsächlich als biotischer Habitatfaktor untersucht. Hierzu wurden weiterhin die Parameter Deckungsgrad und Pflanzengesellschaft erfasst. Der Deckungsgrad der Vegetation wurde grob in folgender Abstufung geschätzt:

- 0 keine Vegetation
- 1 Vegetation deckt bis 25 % der Grundfläche
- 2 Vegetation deckt bis 50 % der Grundfläche
- 3 Vegetation deckt bis unter 100 % der Grundfläche
- 4 Vegetation deckt lückenlos 100 % der Grundfläche

Die Schätzung erfolgte unmittelbar im Gelände durch die Erfasser, wurde aber anhand der anzufertigenden Photodokumentation vom Standort im Nachgang überprüft, um ggf. Schätzunterschiede der verschiedenen Erfasser auszuschließen.

Folgende Pflanzengesellschaften wurden aufgrund der aus der Literatur bekannten Vegetationseinheiten unterschieden (Tabelle 5):

Tabelle 5: Im Rahmen dieser Studie identifizierte Pflanzengesellschaften der untersuchten Areale und ihre Charakteristiken.

	Gesellschaft	Charakteristik
1	<i>Prasiola-crispa</i> -Gesellschaft	Ornithocoprophil (Pereira et al. 2007, Schaefer et al. 2007), an den am stärksten eutrophierten Stellen (Olech 2004)
1a	<i>Deschampsia antarctica</i> - <i>Prasiola crispa</i> - Gesellschaft	Nahe Pinguinkolonien an sanft geneigten Hängen, wo Wasser mit Vogelexkrementen abfließt (Olech 2004)
1b	Algenkrusten	Nicht näher differenziert; an Stellen und in Gebieten, wo höhere Vegetation fehlt
2	<i>Bryum pseudotriquetrum</i> - Formation	In zeitweilig überschwemmten Gebieten und in Schmelzwasserrinnen (Victoria et al. 2009)
2a	<i>Bryum pseudotriquetrum</i> - <i>Sanionia</i> - Assoziation	Wasserzügige Standorte (Ochyra et al. 2008)
3	<i>Leptogium puberulum</i> - Bestände	Kahler Boden mit grober Textur an feuchteren Stellen (Cannone

		et al. 2006)
4	Sanionia uncinata - Formation	Mehrere Assoziationen, z. T. mit Deschampsia (4a); tendenziell feuchtere Standorte (Victoria et al. 2009, Cannone et al. 2006); feuchte Habitats mit behindertem Abfluß (Ochyra et al. 2008)
4a	Deschampsia-Moos	Auf küstennahen Ebenheiten oder sanften Hängen in nördlicher Exposition; auf Geröll und mäßig feuchtem Boden; an Stellen mit Eintrag organischer Substanzen (Olech 2004)
4b	Sanionia georgico-uncinata	An trockeneren Stellen am Rande von Vermoorungen, gewöhnlich auf steinigem Substrat, entlang der Küste oder in Talungen zwischen Moränen (Olech 2004)
4c	Brachythecium austrosalebrosum - Assoziation	Auf feuchtem Boden und entlang von Schmelzwasserrinnen (Ochyra et al. 2008)
5	Niedrigwüchsige Moostorf- und Polstermoosformation	Vielgestaltige und uneinheitliche Gesellschaften, typisch für Fjellflächen auf trocken-steinigem Substrat (Ochyra et al. 2008)
5a	Andreaea-Gesellschaft mit Ceratodon und Flechten, mit Vorherrschaft von Ochrolechia frigida	An blockreichen Geröllhängen (Olech 2004)
5b	Polytrichastrum alpinum-Formation, mit Ochrolechia frigida, Psoroma usw.	Auf wohldrainierten Stellen mit Felssubstrat (Victoria et al. 2009); hoher Moostorf auf wohldrainierten Böden und Abhängen (Ochyra et al. 2008); nahe Moränenkuppen (Olech 2004). Epibryische Flechten in späteren Sukzessionsstadien und an trockeneren Plätzen (Olech 2004)
5c	Chorisodontium aciphyllum-Bestände	Moostorf-Unterformation, auf feuchten, wohldrainierten felsigen Flanken von Hügeln, hohe Polster bis 5500 Jahre alt aufbauend
5d	Usnea antarctica - U. aurantiacoatra-Gesellschaft und Usnea -Andreaea-Gesellschaft	Wohldrainierte Standorte (Schäfer et al. 2007); trockenere und starker exponierte Standorte (Cannone et al. 2006), auf den Kuppen von meist jüngeren Moränen (Olech 2004)
6	Artenreiche Tundra mit Strauchflechten	An besonders günstigen, windgeschützten Standorten (Olech 2004)

Grob zusammenfassend lassen sich die ersten drei Gesellschaften (1-1b) als Besiedler extremer Standorte charakterisieren, die typischerweise eine starke Beeinflussung durch Wirbeltiere (Tritt und Kot, z. B. von Pinguinen) anzeigen oder aber aus klimatischen Gründen keine andersartige Vegetationsentwicklung zulassen. Demgegenüber besiedeln die übrigen Gesellschaften vegetationsfreundliche Habitats, wobei die Gesellschaften 2-4 wasserzügige bis ausgeprägt staunasse Standorte charakterisieren (Senken, Ebenheiten, Abflußrinnen), und alle anderen trockene Habitats (Kuppen, steinige Hänge).

Die Zuordnung zu den Pflanzengesellschaften erfolgte aufgrund von Vegetationsproben, die zusätzlich zu den Bodenproben an Ort und Stelle eingesammelt wurden, in Verbindung mit den Photos der Sammelpunkte (einzelne Bodenproben und Areale), die eine Orientierung über die Mengenverhältnisse der vorhandenen Arten erlaubten. Die Sammler waren insbesondere gehalten, außer den Bodenproben auch Proben aus den Arealen beizubringen, um die Auswirkung lokaler Zufälligkeiten im Probenbereich für die Zuordnung der Areale zu Vegetationseinheiten zu minimieren und möglichst die gesamte, vor Ort optisch erkennbare Diversität zu dokumentieren. Gleichwohl wurden für die Auswertung der Bodenproben (aus denen die Bodenfauna erfasst wurde) und Arealproben (wo keine Bodenfauna erfaßt wurde) getrennt zusammengestellt, da bei der geringen Mobilität der Bodentiere die Verhältnisse im

engeren Probenbereich eine andere Relevanz haben können als die Gesamtbeschaffenheit eines nur in der Übersicht „homogenen“ Areals.

2.2.3 Bodenkundliche Messungen

Für die nähere Charakterisierung des Bodens jeder Probe wurden folgende bodenkundliche Parameter proben- bzw. arealspezifisch herangezogen:

- Bodentemperatur
- Wassergehalt (= „Bodenfeuchte“)
- pH Wert
- C_{org} (= organischer Kohlenstoff; „Glühverlust“)
- Korngrößenverteilung
- C/N Verhältnis

Die Erfassung dieser Parameter ist notwendig, um Aussagen über einen eventuell rein habitatsbedingten Einfluss auf die Artenzusammensetzung, Populationsgröße und Verteilung der einzelnen Arten zu treffen. Erst nachdem diese Einflussgröße bekannt ist, kann die Vergleichbarkeit der beeinflussten und unbeeinflussten Areale gewährleistet werden und die biologischen Ergebnisse auf mögliche anthropogene Einflüsse bewertet werden.

Die **Bodentemperaturen** wurden mittels digitaler Bodenthermometer von den Mitarbeitern während der Probennahme gemessen und protokolliert. Dabei fand meistens eine Messung pro Bodenprobe, zumindest jedoch pro Areal statt. Zur Bestimmung des **Wassergehalts** der Bodenproben wurde in Görlitz jede einzelne Probe nach erfolgter MacFadyen-Extraktion bei 105 °C getrocknet und das Trockengewicht bestimmt. Aus dem Frischgewicht (vor der Bodentierextraktion: Gew_F) und Trockengewicht (nach der Bodentierextraktion: Gew_T) wurde die (graviometrische) Bodenfeuchte jeder Probe nach der Formel:

$$\text{Wassergehalt [\% Trockengewicht]} = (G_{w_F} - G_{w_T} \cdot 100) / G_{w_F}$$

ermittelt.

Nach der Bestimmung des Wassergehalts wurde jede Teilbodenprobe aus der Baermann- und MacFadyen-Extraktion für weitere bodenkundliche Analysen zunächst bei -22 °C aufbewahrt, da die restlichen Bodenparameter erst im Anschluss an die Bodentierauslese ermittelt wurden. Vor den weiteren Messungen abiotischer Parameter wurden die einzelnen Proben aufgetaut und anschließend zur Sicherheit probenspezifisch wieder im Wärmeschrank bei 105 °C getrocknet.

Der **pH-Wert** wurde nach den Vorgaben des VDLUFA (1991) sowie der DIN 10390 gemessen. Zur Messung der einzelnen Proben wurde der Boden durch ein Prüfsieb von 2 mm Maschenweite gerieben, um vorhandene Bodenaggregate aufzulösen. Vom gesiebten Boden wurden bei jeder Bodenprobe jeweils 10 g eingewogen, in 50 ml Falcon Tubes überführt und mit 25 ml 0,1 M KCl-Lösung versehen. Über einen Zeitraum von einer Stunde wurden die Proben gut durchgeschüttelt. Nach der Sedimentation des Bodens fand die pH-Messung mit einem frisch kalibrierten pH-Meter und einer Hannah-Glaselektrode statt.

Für die Messungen des **organischen Kohlenstoffgehaltes** (C_{org}) wurde der Boden ebenfalls durch ein Prüfsieb (2 mm Maschenweite) gerieben. Danach wurden von jeder Bodenprobe 5 g Boden in Porzellanschälchen eingewogen und über Nacht wieder bei 105 °C im Wärmeschrank getrocknet und anschließend das exakte Trockengewicht (G_{w_T}) bestimmt. Die einzelnen

Proben wurden dann für 3 h im Muffelofen bei 550 °C verglüht und anschließend zum Abkühlen im Wärmeschrank über Nacht bei 105 °C aufbewahrt, wonach das Gewicht nach dem Glühen (G_{w_G}) bestimmt wurde. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff wurde dann nach der Formel:

$$\text{Glühverlust}_{550^\circ\text{C}} [\% \text{ Trockengewicht}] = (G_{w_T} - G_{w_G} * 100) / G_{w_T}$$

berechnet.

Für die Bestimmung der **Korngrößenverteilung** wurde zuerst der Glühverlust (C_{org}) gemessen. Bei einem C_{org} Anteil von mehr als 2 % wurde das organische Material des Bodens vor der Korngrößenanalyse mittels Oxidation durch Wasserstoffperoxid entfernt. Dafür wurden die Bodenproben wie oben bei 105 °C im Wärmeschrank getrocknet und durch ein Prüfsieb (2 mm Maschenweite) gerieben, wobei größere organische Reste (getrocknete Moospolster, getrocknete Gräser, usw.) manuell entfernt wurden. Daraufhin wurden die einzelnen Proben jeweils in ein 1000 ml Becherglas überführt, entionisiertes Wasser bis zur guten Durchfeuchtung des Bodens zugefügt und dann 20 - 30 ml gesättigte H_2O_2 -Lösung dazugeben. Nach wiederholtem Umrühren wurden die Proben über Nacht stehen gelassen und anschließend in ein 40 °C warmes Wasserbad gestellt, bis sich keine Blasen mehr bildeten (H_2O_2 -Zersetzung). Die Proben wurden anschließend wieder bei 105 °C getrocknet. Zur genauen Korngrößenbestimmung wurde das Gesamtgewicht der jeweiligen, nun wieder getrockneten Bodenproben bestimmt und auf das oberste Sieb einer Siebschüttelmaschine aufgebracht. Die Proben wurden dann für insgesamt 20 Minuten durch eine Prüfsiebkaskade der Maschenweiten 20 mm, 6,3 mm, 2 mm, 0,63 mm, 0,2 mm und 0,063 mm gesiebt. Anschließend wurde für jede Probe das Einzelgewicht der verschiedenen Siebrückstände (= Korngrößenfraktionen) bestimmt und auf das Gesamtgewicht der aufgetragenen Probe bezogen. Bei Proben mit sehr wenig Bodensubstrat (v. a. bei den Proben von King George Island) wurden Mischproben der einzelnen Proben eines Areals hergestellt und es erfolgte nur eine Messung pro Areal.

Die Analyse des **C- und N-Gehaltes** des Bodens wurde spektrometrisch gemäß DIN 10694 mit einem Vario Pyro Cube Analysegerät durchgeführt. Hierfür wurde der wie oben beschriebene getrocknete und durch einen 2-mm Sieb geriebene Boden nochmals leicht gemörsert, um alle Aggregate in Primärpartikel aufzulösen (jedoch ohne die Primärpartikel zu mahlen). Jeweils 5 mg Boden wurden in Zinnkapseln verpackt und in das pyrotechnisch arbeitende Spektrometer gegeben. Von den 2010 genommenen Proben wurden fünf Replikate pro Bodenprobe gemessen. Aufgrund der geringen Variabilität der Messungen des Vorjahres, wurde von den Proben von 2011 nur zwei Replikate pro einzelne Bodenproben lassen. In diesem Jahr wurden Outliers (definiert als Messwerte, die mehr als eine Standardabweichung vom Mittelwert der Replikate lagen) verworfen; bei diesen Bodenproben wurden nochmals zwei Replikate gemessen. Der Mittelwert der einzelnen Replikate wurde als Messwert der jeweiligen Probe für die weiteren Analysen angewandt. Aus den Werten dieser Messungen wurde anschließend das **C/N-Verhältnis** jeder Probe ermittelt.

2.3 Zoologische Datenanalyse

2.3.1 Univariate statistische Analysen

Die Anzahl der Arten bzw. Individuen jeder Art in den einzelnen Proben stellten die Rohdatenbasis dar, aus der die weiteren Analysen folgten. Für jede Probe wurden die Individuendichten von jeder Art auf Individuen pro 100 cm³ nach der Formel

$$\text{Individuendichte } 100 \text{ cm}^{-3} = x/n \cdot 100$$

hochgerechnet und standardisiert, wobei x die Anzahl der Individuen und n das Volumen der tatsächlich (Baermann oder MacFadyen) extrahierten Einzelprobe darstellen. Das Volumen der einzelnen Proben wurde aus dem Volumen der Gesamtprobe (errechnet aus Durchmesser und Tiefe der einzelnen Proben, die jeder Probennehmer bei jeder einzelnen Probe protokolliert hatte) und dem Anteil der Probe (in % Trockengewicht) ermittelt, der für die jeweilige Extraktion verwendet wurde. Die Hochrechnung der Individuendichten jeder Art in jeder Probe war notwendig, um eine Standardisierung der unterschiedlich großen Proben sowie der in den verschiedenen Extraktionsverfahren unterschiedlich großen Probenanteile zu erreichen und somit eine Vergleichbarkeit aller Proben bzw. aller Tiergruppen zu gewährleisten. Individuen pro Volumeneinheit ist in der modernen Bodenzoologie eine ungewöhnliche Einheit für Individuendichten (üblicherweise werden Dichten in Individuen pro m^2 angegeben); eine Volumeneinheit musste jedoch gewählt werden, weil die unterschiedlichen Größen der Proben bei ihrer Entnahme (sowohl Durchmesser als auch v. a. Tiefe) keine Vereinheitlichung bezogen auf die Fläche zuließ.

Für die einzelnen Tiergruppen wurden die Individuendichten der dazugehörigen Arten addiert, um Gesamtindividuendichten für die jeweilige Gruppe zu ermitteln. Für Gesamtangaben der Mikrofauna bzw. Mesofauna wurden die Individuendichten der jeweiligen Tiergruppen ebenfalls addiert. Für die Individuendichten der einzelnen Arten bzw. Tiergruppen pro Untersuchungsfläche (= „Areal“) bzw. Lokalität wurden arithmetische Mittelwerte aus den Individuendichten der jeweiligen Proben gebildet.

Um festzustellen, ob signifikante Unterschiede in der Individuendichte oder im Artenreichtum zwischen Lokalitäten bzw. v. a. zwischen anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen existieren, wurden die entsprechenden Daten („Gesamtindividuen bzw. Artenzahl/Probe“) einer **nicht-parametrischen Varianzanalyse (ANOVA)**: einem modifizierten Friedmann-Test für Mehrfachbesetzungen (= Proben) pro Zelle (= Areal bzw. Lokalität) (Zar 1999) unterzogen. Diese Varianzanalyse basiert auf den Rängen der Daten (statt der Absolutwerte) pro Fläche sowie auf der χ^2 - statt der F-Verteilung und kommt mit unbalancierten Sampling Designs sehr gut zurecht. Zunächst wurden die Varianzanalysen nach dem Hauptfaktor „Lokalität“ durchgeführt (mit den beeinflussten und unbeeinflussten Arealen zusammen) um zunächst festzustellen, ob signifikante Unterschiede zwischen den Individuendichten bzw. Artenzahlen der einzelnen Lokalitäten bestanden. Ein dem Tukey-Test ähnlicher post-hoc Mehrfachvergleich für diese nicht-parametrische ANOVA überprüfte anschließend signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Lokalitäten. Bei den in beiden Untersuchungsjahren beprobten Lokalitäten wurde die Daten ebenfalls dem Hauptfaktor „Jahr“ der Varianzanalyse unterzogen, um eventuelle Unterschiede zwischen den zwei Untersuchungsjahr zu überprüfen. Im Hauptteil dieser Analysen wurde der Hauptfaktor „Areal“ für die Summen aller Untersuchungsgebiete (Lokalitäten) ausgewertet, um die statistische Signifikanz eventueller Unterschiede zwischen anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Areale zu prüfen. Da erste Analysen einen großen Unterschied zwischen den Untersuchungsjahren feststellten, wurden die Daten von 2010 bzw. 2011 zunächst getrennt und anschließend gemeinsam analysiert. Bei allen oben genannten Varianzanalysen wurden die Summenparameter (Individuendichten, Artenzahlen) der einzelnen Tiergruppen, der in Großgruppen zusammengefassten Tiergruppen (Mikrofauna, Mesofauna) sowie der Gesamtf fauna ausgewertet. Bei der Analyse der anthropogenen Beeinflussung wurden ebenfalls

die Individuendichten der einzelnen Arten ausgewertet, soweit ausreichend Individuen in genügend Proben für eine Varianzanalyse vorhanden waren.

Um eventuelle Zusammenhänge zwischen den Bodentierarten und Habitatparametern zu ermitteln, wurden die zoologischen Daten mit allen abiotischen Bodendaten sowie den Vegetationsdaten (Artenzahl pro Probe, Vegetationsbedeckung in Prozent) probengenau einer nicht-parametrischen Spearman **Korrelationsanalysen** (Statistika V. 10) unterzogen. Als zoologische Datengrundlagen galten die Individuendichten pro Probe jeder Art - nur soweit ausreichend Individuen in genügend Proben vorhanden waren - sowie die gesamten Individuendichten und Artenzahlen (als Maß des Artenreichtums) der einzelnen Tiergruppen. Zwei der Habitatparameter (Beprobungsdatum und Latitude) stehen stellvertretend für „Lokalität“. Aus der hieraus entstandenen Datenmatrix wurden nur hoch signifikante Korrelationen ($P \leq 0,001$) beibehalten.

Da Hintergrundfaktoren (wie z. B. Bodenfeuchte, Bodentemperatur, Gehalt an organischem Material usw.) das Vorkommen einzelner Arten bzw. ganzer Artengemeinschaften beeinflussen, können Unterschiede in diesen Faktoren den anthropogenen Einfluss auf die faunistischen Artengemeinschaft überdecken. Aus diesem Grund wurden **Kovarianzanalysen (ANCOVA)** durchgeführt, mit deren Hilfe der Anteil der einzelnen abiotischen Faktoren („Kovariablen“) an der Varianz der Daten ausgefiltert wird. Hierbei wurde eine Zwei-Wege-Varianzanalyse mit den Gesamtdichten und dem Artenreichtum jeder Tiergruppe sowie der Individuendichte jeder Art mit den zwei kategorialen Faktoren „Treatment“ und „Vegetationsbedeckung“ durchgeführt, wobei als Kovarianten jede Bodenparameter sowie Probedatum und die geographischen Koordinaten der Untersuchungsgebiete (die zwei letzten Variablen als Stellvertreter für den Faktor „Lokalität“) verwendet wurden. Die abiotischen Bodenfraktoren wurden einer Cox-Transformation und die zoologische Daten einer $\log(x+1)$ -Transformation unterzogen. Besonders bei den Analysen der Gesamtdichten sowie des Artenreichtums wurde zunächst jede Kovariabel in die Berechnungen einbezogen, und anschließend alle Kovariablen von der endgültigen Analyse ausgenommen, die unwesentlich zu der Variabilität der zoologischen Daten beitrugen. Nicht alle Voraussetzungen dieses parametrischen statistischen Verfahrens wurden erfüllt: z. B. Normalverteilung der Daten (trotz Datentransformation), gleiche Varianz der einzelnen Faktoren (Homoskedastizität) oder lineare Verhältnisse zwischen den Kovariablen. Dies kann zu fehlerhaften Ergebnissen führen, was jedoch meistens Type-II (= β) Fehler betrifft. Das heißt, dass die realen Unterschiede u.U. nicht als statistisch signifikante Ergebnisse erkannt werden. Werden jedoch in diesem Verfahren Ergebnisse als statistisch signifikant erkannt, reflektieren diese realen Unterschiede (in diesem Fall zwischen den „Treatment“, „Vegetationsbedeckungsgrad“ bzw. Interaktion dieser zwei Faktoren). Dabei bedeuten nicht-signifikante Ergebnisse nicht, dass es keine Unterschiede zwischen den erwähnten Faktoren gibt, sondern nur, dass sie aufgrund der Datenqualität nicht erkannt werden können.

2.3.2 Multivariate statistische Analysen

Die Rohdaten der untersuchten Tiergemeinschaften (Anzahl Individuen * 100 cm³, Daten der einzelnen Bodenstichproben gemittelt pro Areal) wurden vor der multivariaten Analyse logarithmisch transformiert ($x_i' = \log(x_i + 1)$, mit x_i = Rohdaten), um den Einfluss sehr dominanter Arten auf das Ergebnis zu reduzieren. Als Ähnlichkeitsmaß zwischen den Gemeinschaften einzelner Areale wurde der Bray-Curtis Index verwendet, der aufgrund seiner

günstigen statistischen Eigenschaften der "übliche" Index für diese Art der Analyse ist (Clarke & Warwick 2001).

Die Ähnlichkeit der untersuchten Tiergemeinschaften wurde mit **NMDS (non metric multidimensional scaling)** dargestellt (Clarke & Warwick 2001). Ziel war dabei festzustellen, ob die Faktoren Lokalität und Treatment (= anthropogener Einfluss oder nicht) die Struktur der Gemeinschaften beeinflussen. NMDS ist ein sehr robustes Ordinationsverfahren, das die Ränge der Ähnlichkeit zwischen Objekten (hier: faunistische Artengemeinschaften) abbildet. Die resultierenden Abbildungen können in Analogie zu einer geographischen Karte gelesen werden: ähnliche Gemeinschaften ordnen sich nahe zueinander - und umgekehrt. NMDS ist ein "unbeschränktes" (= unconstrained) Ordinationsverfahren; was heißt, dass die gesamte Variabilität des Datensatzes analysiert und dargestellt wird (zum Unterschied zur CAP, siehe unten).

Um zu testen, ob die Faktoren Lokalität und Treatment einen signifikanten Einfluss auf die Ähnlichkeit der Gemeinschaften der untersuchten Tiergruppen bzw. der gesamten Faunengemeinschaft hatten, wurde die **PERMANOVA**-Routine eingesetzt (Anderson et al. 2008). Dabei werden Permutationen der zugrunde liegenden Ähnlichkeitsmatrizen der Gemeinschaften verwendet, um (in Analogie zur Varianzanalyse ANOVA) die Gesamtvarianz der Daten zu partitionieren und Signifikanzwerte für jeden Term im statistischen Modell zu erhalten (Anderson et al. 2008). So ist es möglich, viele Probleme zu umgehen, die "klassische" multivariate Techniken (wie etwa die MANOVA) mit Daten biologischer Gemeinschaften haben (z.B. extrem nicht-normale, rechtssteile Häufigkeitsverteilungen; viele Null- und Extremwerte). Ein Typ III (*partial*)-Modell mit Lokalität als Zufalls- und Treatment als fixen Faktor wurde verwendet; die Modellresiduen wurden 999-mal permutiert.

Eine wichtige Voraussetzung für die valide Interpretation der PERMANOVA-Testergebnisse ist, dass zwischen den Gruppen keine signifikante Unterschiede in der multivariaten Dispersion bestehen. Das ist analog zum Homoskedastizitätskriterium der ANOVA zu sehen - im Ordinationsdiagramm einer NMDS drücken sich solche Unterschiede in verschieden breit gestreuten Lokaliätsclustern aus. Wir haben mit einer **PERMDISP**-Routine auf multivariate Homogenität der Tierdatensätze geprüft (Anderson et al. 2008). Im Wesentlichen werden dabei die Distanzen einzelner Lokalitäten von ihren jeweiligen Cluster-Mittelpunkten (*group centroids*) mit Hilfe einer F-Statistik zwischen den Standortgruppen verglichen. Ist der Test signifikant, müssen die Signifikanzniveaus der PERMANOVA-Ergebnisse vorsichtig interpretiert werden, da sie nicht zuverlässig sein können. Zur PERMDISP-Berechnung wurde 999-mal permutiert.

Um den alleinigen Einfluss des Faktors Treatment herauszustellen, wurde eine CAP („**canonical analysis of principal coordinates**“, Anderson et al. 2008) eingesetzt. Es handelt sich dabei um ein "eingeschränktes" Ordinationsverfahren, das nur auf einen bestimmten Faktor "fokussiert" („constrained ordination“) im Gegensatz zur NMDS, die versucht, die gesamte relevante Variabilität des Datensatzes abzubilden. Die CAP ist somit das robuste permutative Analogon zur Diskriminanzanalyse: Es können damit auch feine Effektunterschiede eines Faktors identifiziert werden, die in einer NMDS durch das starke "Gesamtrauschen" möglicherweise überdeckt sind. Um darzustellen, wie gut es mit der CAP gelingt, zwischen durch Faktoreffekte bedingte Objektgruppen zu differenzieren (hier: Gruppen von Lokalitäten, die sich hinsichtlich des Faktors Treatment unterscheiden), wurde eine Kreuzvalidierung („cross validation“) durchgeführt: CAP-Modelle wurden mit allen Lokalitäten außer jeweils einer

berechnet und anschließend geprüft, wie gut die Modelle in der Lage waren, die nicht berücksichtigten Lokalitäten korrekt zu klassifizieren („leave one out allocation of observations“); im Optimum gelingt eine 100%ige Zuordnung der Lokalitäten. Zusätzlich ist in der CAP-Routine eine Statistik verfügbar, um auf signifikante Effekte des untersuchten Faktors zu testen („trace statistic“). Für die CAP wurden 999 Permutationen berechnet.

Die oben beschriebene PERMDISP-Routine wurde auf Unterschiede in der multivariaten Dispersion auch genutzt, um auf statistisch signifikante Unterschiede der β -Diversität zwischen Gruppen von Tiergemeinschaften zu testen; dafür wurden Artzusammensetzungsdaten („presence/absence data“) verwendet (Anderson et al. 2008). In diesem Fall wurde der Einfluss des Faktors Treatment untersucht und den Jaccard Index eingesetzt (was den Prozentsatz der Arten angibt, die nur in einer Gemeinschaft vorkommen = nicht gemeinsame Arten). Da aus den vorangegangenen Analysen ersichtlich war, dass der Faktor Lokalität einen großen Einfluss auf die Struktur der Bodentiergemeinschaften hatte, haben wir die PERMDISP-Analyse für jeden Standort einzeln und für alle Tiergruppen gemeinsam durchgeführt.

Alle multivariaten Berechnungen wurden mit dem Programm PRIMER 6.1.12 und dem PERMANOVA+ 1.0.2 add-on durchgeführt.

2.4 Überprüfung der Effizienz des Bootwashingverfahrens der MS Hanseatic

An den verschiedenen Anlandestellen der MS Hanseatic (Tour 1102) gingen regelmäßig bis ca. 100 Personen (Passagiere, Lektoren und Besatzung) an Land. Die Passagiere bekamen für die Landausflüge hochwertige Gummistiefel (v.a. starkes Sohlenprofil) von Hapag-Lloyd gestellt. Sowohl beim Verlassen des Schiffes, wie auch bei der Rückkehr musste jeder „Landgänger“ obligatorisch durch eine Wanne mit Desinfektionsmittel laufen (Abb. 20, links). Mitglieder der Schiffsbesatzung überwachten diese Vorsichtsmaßnahme und stellten sicher, dass sie stets eingehalten wurde. Zwei „Umkleidekabinen“ auf gegenüberliegenden Seiten des Schiffes dienten den Passagieren als Ort des Schuhwerkwechsels, zur Aufbewahrung der Gummistiefel usw. In einer dieser Kabinen befand sich eine Anlage zur automatischen Säuberung und Desinfektion der Stiefel (Abb. 20, mitte). In beiden Kabinen waren mehrere Handbürsten (mit Wasseranschluss) zur selbstständigen Stiefelreinigung vorhanden (Abb. 20, rechts). Die Nutzung dieser Reinigungsausrüstung und die Säuberung der Stiefel durch die Passagiere wurde von Seiten der Crew nicht überwacht.



Abb. 20: Vorsichts- und Reinigungsmaßnahmen an Bord der MS Hanseatic zur Vermeidung einer Verschleppung biologischen Materials zwischen (Sub-)antarktischen Standorten. Links: Desinfektionswanne. Mitte: Bootwashing-Anlage. Rechts: Handbürste mit Wasseranschluss.

Die Untersuchungen sollten die Effizienz der Reinigungsmaßnahmen und somit das Potential einer Verschleppung von Bodenorganismen von Ort zu Ort (z.B. über die Gummistiefel) überprüfen. Dafür wurden nach verschiedenen Landexkursionen und erfolgter Reinigung

durch die Passagiere v. a. die Profile der Gummistiefel an Bord nochmals ausgewaschen („Kontrollreinigung“), das Reinigungswasser konserviert und für weitere Untersuchungen bezüglich vorhandener Bodenorganismen aufbewahrt. Ursprünglich war geplant, die Überprüfung nach drei Landgängen (subantarktische Insel, einer nördlichen und einer südlichen Anlandestelle der Antarktischen Halbinsel) durchzuführen. Die Überprüfung fand schließlich am 01.02.2011 nach dem Besuch von Salisbury Plain (Südgeorgien, Subantarktis) sowie am 07.01.2011 nach der Besichtigung von Deception Island (nördliche Antarktische Halbinsel) statt. Die geplante dritte Überprüfung konnte nicht stattfinden, da das Schiff am anvisierten Ort aufgrund der Eisverhältnisse nicht ankern konnte und nach späteren Landgängen nicht genug Reisezeit für die weitere Probenbearbeitung (s. unten) zur Verfügung stand.

Für die Kontrollreinigung wurde nach dem Landgang eine zufällige Stichprobe der Gummistiefel (jeweils 10 Paare, das entspricht ca. 10% der vorhandenen Stiefelpaare) ausgewählt, deren Profil und die Seitenpartien mit einer handelsüblichen Laborspritzflasche über einem Trichter (55 cm Durchmesser) mit Leitungswasser ausgewaschen. Das Reinigungswasser (jeweils ca. 300 ml) wurde in Glasgefäßen aufgefangen. Die Kontrollreinigung fand zunächst mit einem mitgebrachten Airbrushgerät (als eine Art „Mini-Hochdruckreiniger“) statt. Da sich jedoch im Gegensatz zu Vorversuchen (in Görlitz) der Wasserdruck dieser Garnitur für eine gute Reinigung der tiefen Stiefelprofile als nicht hoch genug erwies, wurden alle Stiefel letztendlich per Hand mit der Laborspritzflasche abgespült.

Nach Nassaufschwemmungen schweben Bodenorganismen bekanntlich lang anhaltend in der verwendeten Flüssigkeit, was die Bearbeitung solcher Proben ohne weitere Behandlung (vor allem eine Volumenreduzierung des Reinigungswassers) stark erschwert. Deshalb wurde das Reinigungswasser direkt nach der Kontrollreinigung probengenau in (unten mit abklemmbaren Schläuchen versehenen) Baermann-Trichter überführt, damit sich eventuell vorhandene Bodenorganismen in den unteren Schlauchbereich absetzen konnten (Abb. 21, links). Vor der Reise wurde im Labor (in Görlitz) dieser Vorgang in Vorversuchen getestet, um die Zeitdauer und Effizienz des Absetzens zu ermitteln. Hierfür wurden in Baermann-Trichtern ca. 400 ml Leitungswasser sowie ca. 100 Individuen unterschiedlicher Nematodenarten gegeben und der Trichter auf einem Schüttelgerät fixiert (Abb. 21, rechts). Das Gerät wurde anschließend auf die niedrigste rollende Schwankeinstellung gestellt, um Schiffsbewegungen auf See zu simulieren. Nach 24 Stunden wurden etwas mehr als 50% der beigefügten größeren Nematodenarten im unteren Schlauchbereich wiedergefunden, während kleinere Arten noch in Suspension blieben.

Für die Untersuchungen an Bord wurde das Reinigungswasser 4-5 Tage in den Baermann-Trichtern zum Absetzen stehen gelassen. Dabei waren die durch die Schiffsbewegungen induzierten Schwankungen in den Trichtern erheblich geringer als bei den Vorversuchen im Labor. Außerdem setzten sich Schwebstoffe in den Proben in dieser Zeit fast vollständig ab, so dass eine ausreichende Erfassung eventuell vorhandener Organismen in diesem Zeitraum gewährleistet erschien.

Anschließend wurden durch das Öffnen der Schlauchventile ca. 25 ml des Reinigungswassers mit allen sedimentierten Feststoffen in Vierkantgefäßen aufgefangen, zur Konservierung mit ca. 25 ml 96 %-igem Äthanol versetzt, fest verschlossen und zur weiteren Bearbeitung nach Görlitz transportiert. Dort wurden die Proben im Labor unter dem Stereomikroskop bei max.

60-facher Vergrößerung genau durchgesehen, vorhandene Organismen erfasst und auf Gruppenebene identifiziert.



Abb. 21: Links: Reise-Baermann-Anlage zum Absetzen von Bodenorganismen in den Effizienzproben. Rechts: Anlage der Vorversuche

3 Ergebnisse

3.1 Abiotische Bodenparameter

Ziel der Bodenanalysen war es die Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Arealtypen (anthropogen beeinflusste und unbeeinflusste Areale) bezüglich der allgemeinen Habitatparameter sicherzustellen, die auch einen Einfluss auf die untersuchten Bodenorganismen ausüben können. Deshalb erfolgten die statistischen Analysen der gemessenen Bodenparameter nur innerhalb der jeweiligen Lokalität.

Die während der Probenahme gemessenen **Bodentemperaturen** zeigten erwartungsgemäß relativ kühle Substrate an. Die Temperaturen lagen fast immer unter 10 °C, oftmals unter 5 °C (Abb. 22). Obwohl erwartet, wurde kein Nord-Süd-Gradient bei den Bodentemperaturen beobachtet. Die höchsten Bodentemperaturen wurden meist auf Deception Island gemessen. In nur wenigen Lokalitäten konnten statistisch signifikante Unterschiede zwischen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen festgestellt werden, die insgesamt keine Beziehung zur Beeinflussung zeigten. Diese signifikanten Unterschiede stellten meist absolute Unterschiede um oder unter 1 °C dar, was als biologisch nicht relevant für die Bodenorganismen betrachtet wird. Eine Ausnahme waren die Areale auf Whalers Bay (Deception Island) im Jahr 2011, wo ein absoluter durchschnittlicher Unterschied von 2,5 °C gemessen wurde. Wenn auch nur bedingt biologisch relevant, waren die Unterschiede hier meist auf die hohe Varianz innerhalb einzelner Areale zurückzuführen, die in diesem Jahr z.T. räumlich weit auseinander lagen.

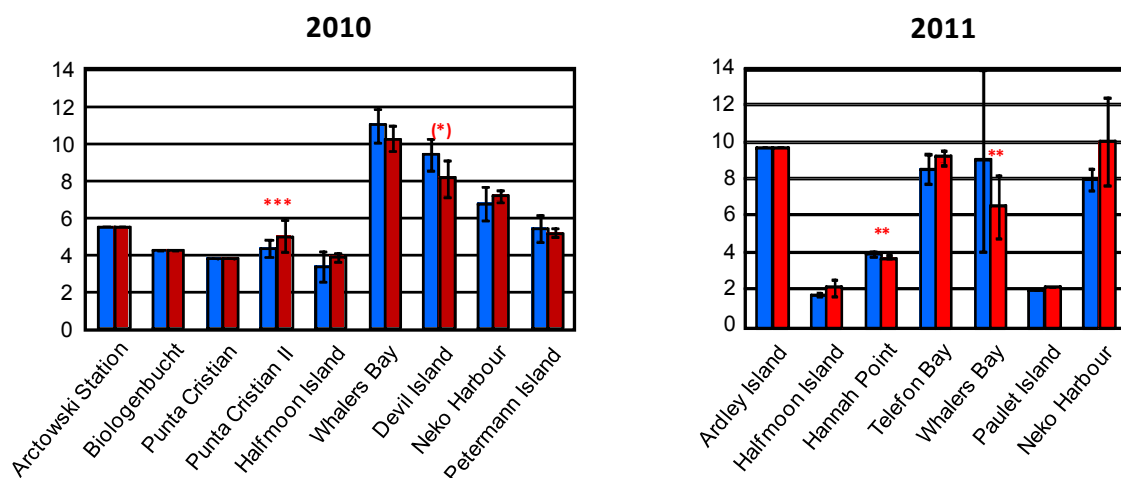


Abb. 22: Während der Probenahmen 2010 und 2011 gemessenen Bodentemperaturen in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen. Werte in °C. Statistische Vergleiche fanden nur zwischen den zwei Arealtypen innerhalb der jeweiligen Lokalität statt. *: $P < 0,05$; **: $P < 0,01$; ***: $P < 0,001$; (*): $0,07 > P > 0,05$.

Die **Bodenfeuchtigkeiten** bewegten sich zwischen 10 % und 40 % und zeigten einen allgemeinen Nord-Süd-Gradienten von abnehmenden Bodenfeuchten (Abb. 23). Signifikante Unterschiede in den Bodenfeuchten der beeinflussten und unbeeinflussten Areale konnten in einigen Lokalitäten festgestellt werden. Allerdings waren die absoluten Unterschiede fast immer innerhalb 5 %, weshalb die Bodenfeuchte nicht als eine biologisch relevante Einflussgröße gewertet werden kann. Eine Ausnahme waren die Areale auf Halfmoon Island im Jahr 2010, wo unbeeinflusste Areale im Durchschnitt fast immer 20 % feuchter als die beeinflussten Areale waren, was Bodenorganismen durchaus unterschiedlich beeinflussen kann.

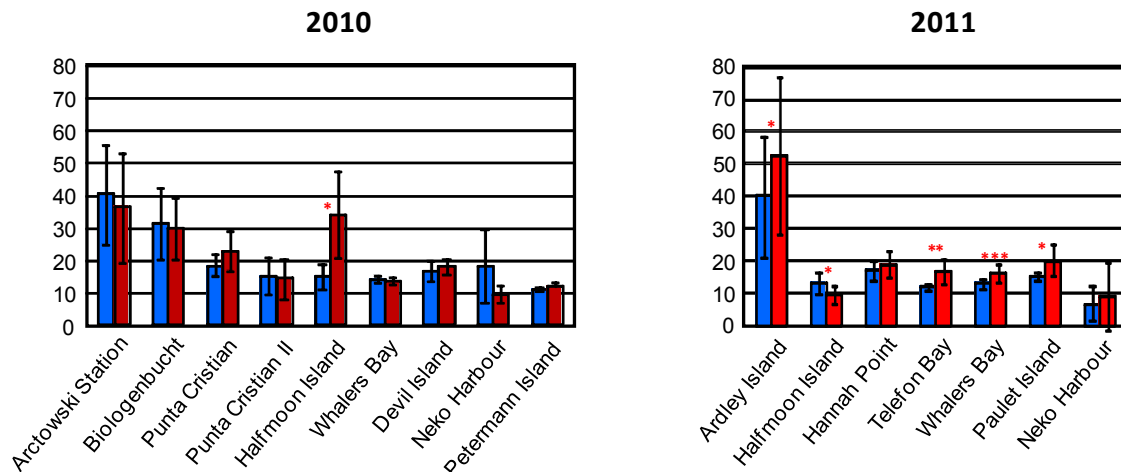


Abb. 23: Durchschnittliche Bodenfeuchte der Proben der anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Areale zur Zeit der Probenahmen 2010 und 2011. Werte in % Feuchtgewicht. Statistische Vergleiche wie bei Abb. 22.

Der pH der beprobten Bodensubstrate lag zwischen 3,5 und 7 (Abb. 24). Ein Nord-Süd-Gradient zunehmenden pH-Werts war erkennbar. Besonders im Jahr 2010 konnten einige statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Arealtypen festgestellt werden, die insgesamt ebenfalls keine Beziehung zu anthropogene Beeinflussung zeigten. Die absoluten Unterschiede zwischen den Arealtypen in den einzelnen Lokalitäten waren wieder nicht groß (meist innerhalb einer pH-Einheit und nie die Azidität der beprobten Böden ändernd), so dass statistisch signifikante Unterschiede wieder nicht als unterschiedlicher Einfluss auf die Bodenorganismen gedeutet werden können.

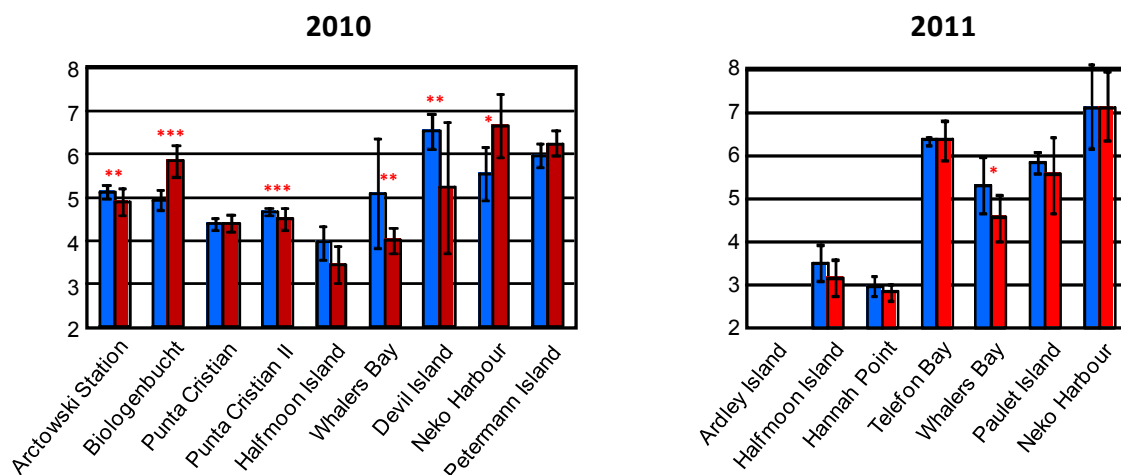


Abb. 24: Durchschnittliche pH-Werte der Proben der anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Areale zur Zeit der Probenahmen 2010 und 2011. Statistische Vergleiche wie bei Abb. 22.

Die untersuchten Böden waren im Allgemeinen relativ arm an **organischem Material**, dessen Gehalt sich zwischen 1 % und knapp 10 % (in seltenen Fällen höher) bewegte (Abb. 25). Die Böden von Paulet Island stellten mit relativ hohen Gehalten an organischen Material (zwischen 15 % und > 20 %) eine Ausnahme dar, was wahrscheinlich auf den hohen Eintrag von Pinguinexkrementen zurückzuführen ist. Im Allgemeinen war ein Nord-Süd-Gradient von abnehmenden Gehalten an organischem Material zu beobachten, wieder mit der Ausnahme

von Paulet Island. Statistisch signifikante Unterschiede der durchschnittlichen Mengen organischen Materials waren meist im Jahr 2011 zu beobachten, die in Bezug auf die absoluten Werte jedoch wieder klein waren und höchstwahrscheinlich keinen biologischen Einfluss auf die Bodenorganismen ausübten. Die Böden von Halfmoon Island im Jahr 2010 stellen hierzu eine Ausnahme dar, da die unbeeinflussten Areale deutlich reichhaltiger an organischem Material waren.

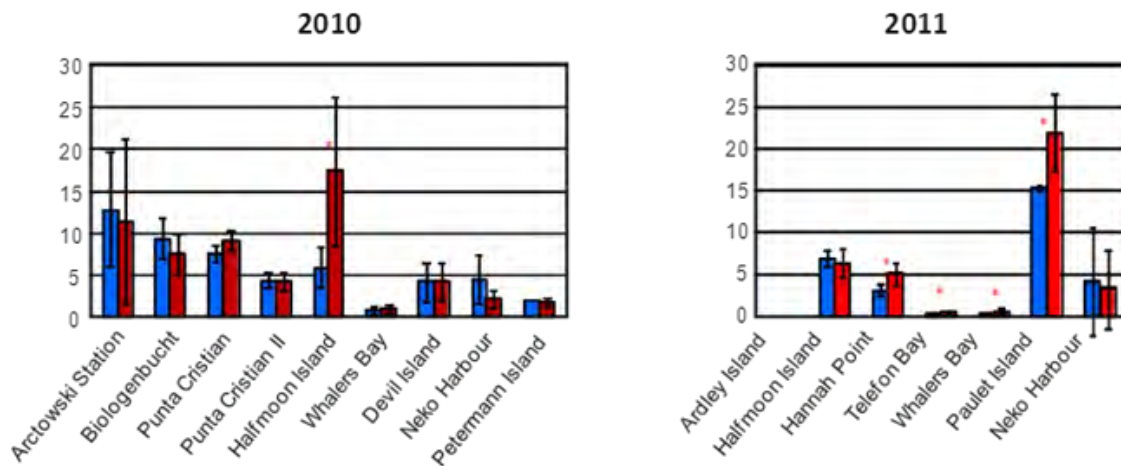


Abb. 25: Durchschnittlicher Gehalt an organischem Material des Bodens der Proben der anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Areale zur Zeit der Probenahmen 2010 und 2011. Werte in % Trockengewicht (Massenverlust nach Verglühen bei 500°C). Statistische Vergleiche wie bei Abb. 22.

Die **Gehalte an Kohlenstoff und Stickstoff** reflektieren die allgemeine Nährstoffarmut der Böden, wobei der Gehalt an Kohlenstoff im Boden zwischen <1 % und ca. 6 % lag und der Stickstoffgehalt meist unter 0,5 % (Abb. 26, oben und Mitte). Ausnahmen waren hier nochmals Paulet Island 2011 sowie Halfmoon Island im Jahr 2010, die höhere Nährstoffgehalte zeigten. Signifikante Unterschiede wurden in beiden Jahren in einzelnen Lokalitäten festgestellt, meist mit höheren Nährstoffgehalten in unbeeinflussten Arealen. Die absoluten Unterschiede waren allerdings wieder relativ niedrig und dadurch höchst wahrscheinlich biologisch ebenfalls nicht relevant. Die absoluten Nährstoffgehalte der Böden der unbeeinflussten Areale von Paulet Island und Halfmoon Island waren jedoch deutlich höher als die der beeinflussten Areale. Die **C/N-Verhältnisse** der Böden reflektieren hauptsächlich die niedrige Konzentration von Boden-C, die Werte bewegten sich zwischen 4 und ca. 10, was insgesamt eine hohe Qualität des organischen Materials anzeigt (Abb. 26, unten). Die gemessenen Werte waren im Allgemeinen 2011 niedriger als im Jahr 2010. Ein Nord-Süd-Gradient abnehmender C/N-Verhältnisse war zu beobachten, was wahrscheinlich die abnehmenden C-Gehalte reflektiert. Signifikante Unterschiede zwischen den beeinflussten und unbeeinflussten Arealen wurden selten festgestellt; wenn Unterschiede statistisch signifikant waren, dann waren die absoluten Unterschiede wieder niedrig und somit biologisch wahrscheinlich nicht relevant.

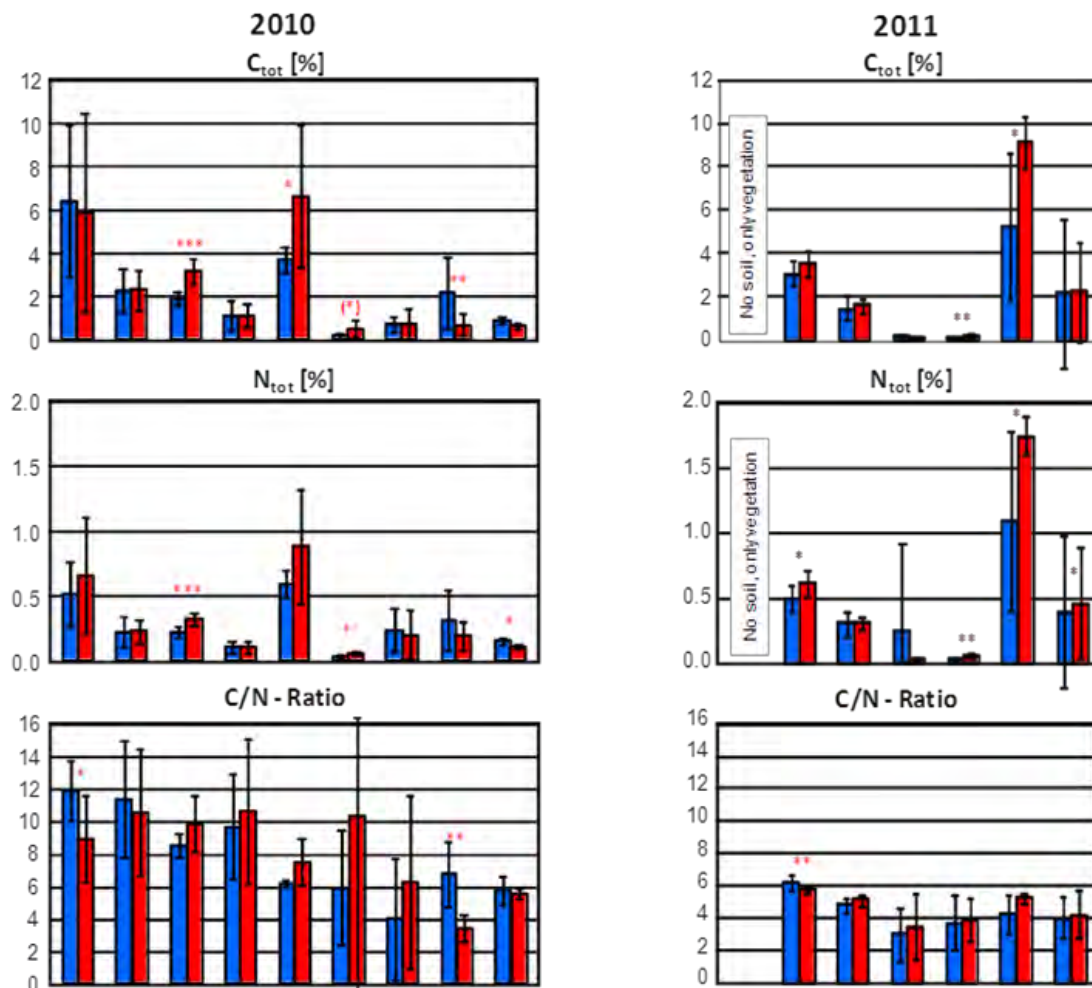


Abb. 26: Durchschnittswerte verschiedener Parameter des organischen Materials im Boden der Proben der anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Areale zur Zeit der Probenahmen 2010 und 2011. Statistische Vergleiche wie bei Abb. 22.

Die **Bodentextur** aller Lokalitäten war meist sandig und/oder kiesig. Nur selten konnten Unterschiede im Gehalt an Ton und Schluff (was insbesondere die Mikrofauna beeinflussen könnte) zwischen den Böden verschiedener Arealtypen festgestellt werden und diese waren wieder auf niedrigen absoluten Niveaus. Obwohl statistisch signifikante Unterschiede zwischen den beeinflussten und unbeeinflussten Arealen bei bestimmten Korngrößen in einzelnen Lokalitäten ermittelt werden konnten (Abb. 27), wären Unterschiede zwischen den Gehalten an Gesamtkiesen und -sänden erheblich wichtiger. Unterschiede zwischen diesen Gesamtkategorien lagen selten höher als 10 %, was wieder nicht als eine wichtige Einflussgröße auf Bodenorganismen betrachtet werden kann. Die Böden von Halfmoon Island stellten u.U. eine Ausnahme dar, da die unbeeinflussten Areale dort im Allgemeinen sandiger als die eher kiesigen Böden der beeinflussten Areale waren.

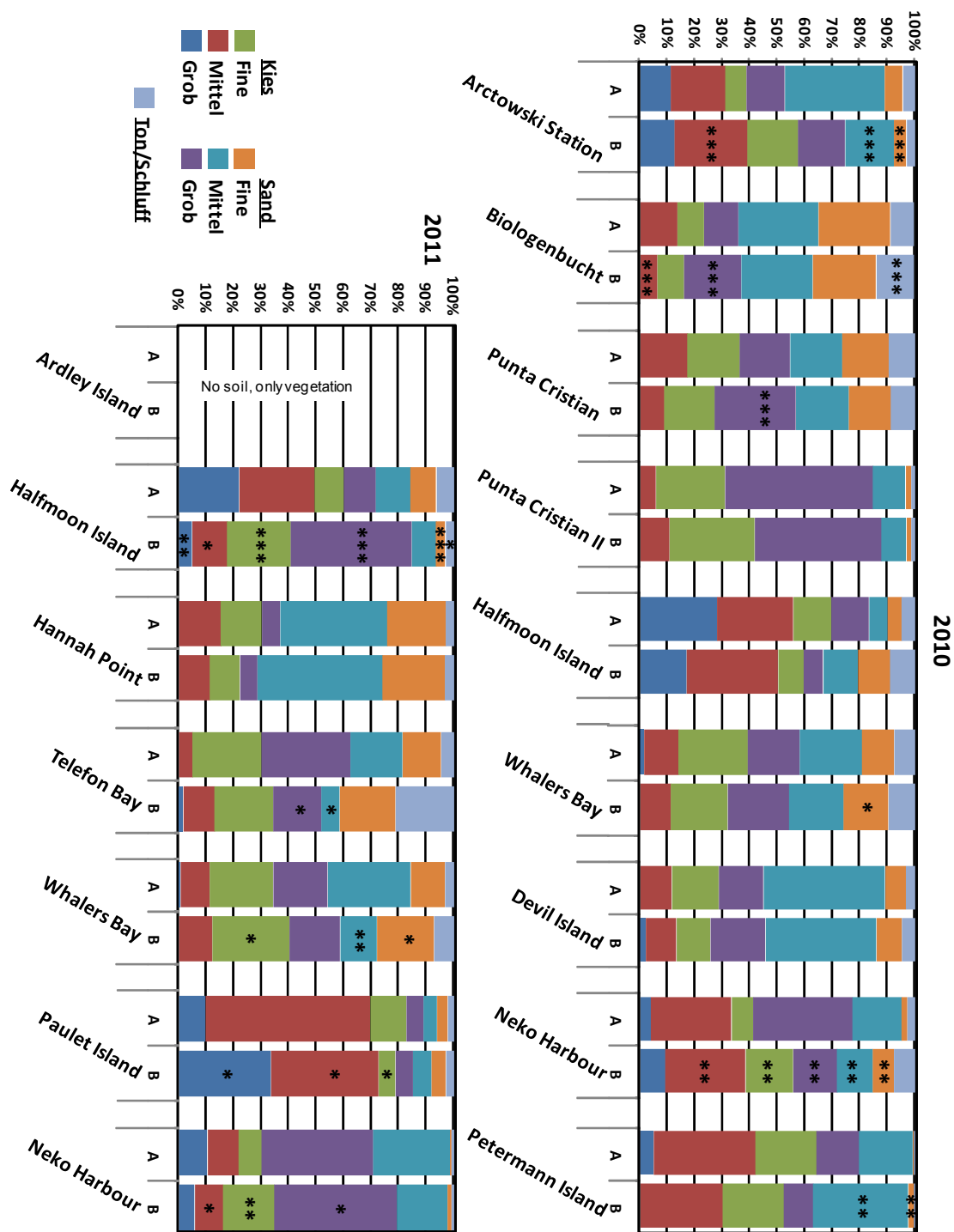


Abb. 27: Durchschnitte Korngrößenverteilung der Proben der anthropogen beeinflussten („A“) und unbeeinflussten („B“) Areale zur Zeit der Probenahmen 2010 und 2011. Statistische Vergleiche wie bei Abb. 1.

3.2 Vegetation

Das vorliegende Projekt hatte in erster Linie die Bodenfauna zum Gegenstand. Da die heterotrophe Fauna von der autotrophen Biomassenproduktion abhängt, wurde auch die Vegetation der untersuchten Lokaltäten erfasst. Die – meist kryptogamische – Vegetation war also vor allem als biotischer Habitatfaktor für die Bodenfauna von Interesse. Unter dem Gesichtspunkt der Habitatfunktion wurden neben den vorkommenden Pflanzenarten die beiden Parameter Deckungsgrad und Pflanzengesellschaft aufgezeichnet. Der Deckungsgrad

erschien sowohl unter dem Gesichtspunkt der oberirdischen Biomassen(produktion) als auch im Hinblick auf eine möglicherweise mikroklimatisch ausgleichende Wirkung der Vegetationsdecke als potentiell relevant für die Ausprägung der Zoozoonose. Die Pflanzengesellschaft kann als langfristig integrierender Indikator der Gesamtheit der jeweiligen Standortfaktoren angesehen werden. Unterschiedliche Pflanzengesellschaften indizieren mit hoher Sicherheit unterschiedliche Umweltfaktoren.

Vegetation (abgesehen von vereinzelt dokumentierten mikroskopischen Bodenalgeln) wurde an insgesamt acht der 12 Lokalitäten (bei 11 von 18 Beprobungen) festgestellt. Keine Vegetation war in den untersuchten Flächen auf Devil Island, Petermann Island, Telefon Bay, Whalers Bay (2011) und Neko Harbour vorhanden; nicht determinierbare grüne Bewüchse gab es laut Photodokumentation in Whalers Bay (einzelne Areale im Jahre 2011). In zwei Fällen (Paulet Island, Halfmoon Island 2011) bestand die Vegetation aus Reinbeständen der thallösen Grünalge *Prasiola crista*. Höhere Vegetation (Moose/Flechten/Gefäßpflanzen) wurde nur an sieben Lokalitäten (bei neun Beprobungen) angetroffen. Von diesen neun Beprobungen wurden von fünf nur unzureichende zusätzliche Vegetationsproben eingebracht (nur einzelne Moospolster ohne nähere Angaben von Halfmoon Island 2010, Whalers Bay 2010; keine oder nur unvollständige Proben aus den Arealen von Arktowski-Station und Ardley Island), so dass diversitätsbezogene Auswertungen in Bezug auf die botanischen Daten dort sehr problematisch sind. Auch aus der Biologenbucht waren die Arealproben (= zusätzliche Vegetationsproben) nicht ganz vollständig. Ebenso liegt von Hannah Point keine Arealprobe vor, doch scheint nach der Photodokumentation die Pflanzengesellschaft in diesem Falle in der Tat nur aus den beiden durch die Bodenproben belegten Arten zu bestehen. Unter Einbeziehung von Hannah Point und der Biologenbucht können somit vier Lokalitäten als hinreichend dokumentiert angesehen werden. Sie liegen alle auf King George Island.

Die erfasste Vegetation bestand in erster Linie aus Kryptogamen. Insgesamt wurden zwei Arten von Gefäßpflanzen, 24 Flechtenarten, 19 Laubmoose, 3 Lebermoose und eine Makroalge nachgewiesen. Alle diese Arten wurden auf den Lokalitäten der Südlichen Shetlandinseln (King George Island und Ardley Island) angetroffen, sehr wenige außerdem auf Halfmoon Island und in der Whalers Bay (Deception Island). Alle Arten waren von den Südlichen Shetlandinseln bereits bekannt. Die Einzelergebnisse in den untersuchten Lokalitäten sind im Anhang 3 dargestellt.

Die im vorliegenden Projekt nachgewiesenen Arten sind in ihrer systematischen Einordnung im Folgenden aufgelistet.

Tracheophyta (Gefäßpflanzen)

Colobanthus quietensis (Kunth) Bartl.
Deschampsia antarctica E.Desv.

Bryophyta (Laubmoose)

Andreaea depressinervis Cardot
Andreaea gainii Cardot
Andreaea regularis Müll. Hal.
Bartramia patens Brid.
Brachythecium austrosalebrosum (Müll.Hal.) Kindb.
Bryum pseudotriquetrum (Hedw.) P.Gaertn. et al.
Ceratodon purpureus (Hedw.) Brid.
Chorisodontium aciphyllum (Hook.f. & Wilson) Broth.
Didymodon brachyphyllus (Sull.) R.H.Zander

Ditrichum ditrichoideum (Cardot) Ochyra
Polytrichum alpinum Hedw.
Polytrichum juniperinum Hedw.
Sanionia georgicouncinata (Müll.Hal.) Ochyra & Hedenäs
Sanionia uncinata (Hedw.) Loeske
Syntrichia filaris (Müll.Hal.) R.H.Zander
Syntrichia magellanica (Mont.) R.H.Zander
Syntrichia saxicola (Cardot) R.H.Zander
Warnstorfia fontinaliopsis (Müll. Hal.) Ochyra
Warnstorfia sarmentosa (Wahlenb.) Hedenäs

Marchantiophyta (Lebermoose)

Barbilophozia hatcheri (A. Evans) Loeske
Cephaloziella varians (Gottsche) Steph.
Lophozia excisa (Dicks.) Dumort.

Lichenes (Flechten)

Bacidia tuberculata Darb.
Cladonia gracilis (L.) Willd.
Cladonia pyxidata (L.) Hoffm.
Cladonia sarmentosa (Hook. f. & Taylor) C. W. Dodge
Cystocoleus ebeneus (Dillwyn) Thwaites
Himantormia lugubris (Hue) I.M.Lamb
Lecanora polytropa (Ehrh. ex Hoffm.) Rabenh.
Lepraria cacuminum (A.Massal.) Lohtander
Lepraria straminea Vain.
Leptogium puberulum Hue
Massalongia carnosus (Dicks.) Körb.
Massalongia intricata Øvstedal
Ochrolechia frigida (Sw.) Lynge
Pannaria caespitosa P.M.Jørg.
Placopsis contortuplicata I.M.Lamb
Placopsis parellina (Nyl.) I.M.Lamb
Psoroma hypnorum (Vahl) Grey
Psoroma tenue Henssen
Rhizocarpon geographicum (L.) DC.
Rinodina olivaceobrunnea C.W.Dodge & G.E.Baker
Sphaerophorus globosus (Huds.) Vain.
Stereocaulon alpinum Laurer
Usnea antarctica Du Rietz
Usnea aurantiacoatra (Jacq.) Bory

Algae (Algen)

Prasiola crispa (Lightfoot) Kützing

Die erfassten Gefäßpflanzen repräsentieren die beiden einzigen in der Antarktis heimischen Arten, während bei Flechten und Moosen (= Kryptogamen) nur ein Bruchteil des aus der Antarktis bzw. auch aus den konkreten Sammelgebieten bekannten Artenbestandes nachgewiesen wurde. Die antarktische Kryptogamenflora ist generell recht artenreich, mit 380 bekannten Flechtentaxa in der Antarktis (Øvstedal & Lewis Smith 2001) und 252 Arten allein auf King George Island (Olech 2004) bzw. 174 Arten in der Gegend um der Fildeshalbinsel (Peter et al. 2008). Somit wurden in der vorliegenden Studie kaum 15 % des von Fildeshalbinsel bekannten Bestandes an Flechtenarten nachgewiesen. Für die Antarktis werden 113 bekannte Laubmoostaxa angegeben (Ochyra et al. 2008), davon 87 von den Südlichen Shetlandinseln (40 Arten in der Gegend der Fildeshalbinsel: Peter et al. 2008). Weniger als ein Viertel der von den Südlichen Shetlandinseln bekannten Laubmoosarten wurden also im vorliegenden Vorhaben

belegt. Von den 27 antarktischen bzw. 18 von den Südlichen Shetlandinseln belegten Lebermoosen (Bednarek-Ochyra et al. 2000) wurden nur 1/9 der antarktischen bzw. 1/6 der von den Südlichen Shetlandinseln bekannten Arten nachgewiesen. Ursache ist einerseits, dass ein nennenswerter Teil der Kryptogamenarten Felshabitate besiedelt, die in der vorliegenden Studie nicht beprobt wurden. Hierdurch ist möglicherweise gerade an den stärker touristisch frequentierten Lokalitäten ein großer Teil des tatsächlich vorhandenen touristischen Einflusses auf die Vegetation unerkannt geblieben. Andererseits sind die Individuendichten eines großen Teils der vorkommenden Arten gering und somit auch die Wahrscheinlichkeit ihres Nachweises bei einer nicht zielgerichteten Suche.

Anders als bei den Bodenproben, von denen nach einem bestimmten Schema hochgradig vergleichbare Aufsammlungen definierter Bodenvolumina gewonnen wurden, ist die Vergleichbarkeit der von unterschiedlichen Personen und zudem unter Zeitdruck gewonnenen botanischen Proben nicht gesichert. Die botanischen Besammlungen waren in der Mehrzahl außerdem unvollständig. Bei den für die Untersuchung der Bodenfauna optimierten und für die Auswertung der Botanik mit herangezogenen Bodenproben ist die Erfassung der Diversität der Flora stark vom Zufall beeinflusst und gibt den im Areal vorhandenen Artenbestand meist nur unvollkommen wieder. Dies ist durch den kleinen Radius einer Bodenprobe im Verhältnis zur Dimension der Pflanzenindividuen und die – auf dieser Skala gegebene – natürliche innere Inhomogenität der Verteilung der Pflanzen innerhalb eines Bestandes bedingt. Die Bodenproben bildeten die Inhomogenität der Pflanzengesellschaft nicht ab.

Die Untersuchungsareale der unterschiedlichen Lokalitäten sind in Tabelle 6 jeweils summarisch verschiedenen Gemeinschaftsparametern zugeordnet.

Aus diesem Grunde waren zusätzlich separate Vegetationsproben („Arealproben“) beizubringen. In der Biologenbucht erbrachten die Arealproben im Jahr 2010 bei polsterbildenden Laubmoosen in der Tat in wesentlichem Umfang zusätzliche Nachweise gegenüber den Bodenproben. Bei den sonstigen Organismenkategorien sind die Ergebnisse aus Boden- und Arealproben hier vergleichbar. Markante Unterschiede in der Diversität von anthropogen beeinflusstem und unbeeinflusstem Bereich waren nicht nachweisbar. Eine minimale Verschiebung von pleurocarpen zu acrocarpen Moosen in beeinflussten Arealen kann zwar nicht ausgeschlossen, aber auch nicht statistisch belegt werden. Die Aussagekraft der Daten wird auch dadurch geschmälert, dass aus den unbeeinflussten Arealen nur zwei statt drei Arealproben beigebracht wurden, was gerade bei den acrocarpen Moosen zu Lasten der Vollständigkeit der Erfassung gegangen sein kann.

In Punta Cristian I trugen die Arealaufsammlungen einerseits nennenswert zur Erfassung des Gesamtspektrums bei, indem vor allem augenfällige, aber vielleicht wenig frequente Arten (Strauchflechten, deckenbildendes Moos) ergänzend zu den Bodenproben dokumentiert werden konnten. Andererseits wurden die unscheinbaren Lebermoose eher in den Bodenproben erfasst, was vermutlich durch unbewusstes „Mitsammeln“ infolge der flächenhaften Entnahme bedingt ist. Insgesamt war die Artenzahl in den beeinflussten und unbeeinflussten Bereichen genau gleich. Hinsichtlich der geringfügigen Unterschiede im Artenspektrum sind in Anbetracht der Varianzen keine klaren Tendenzen nachweisbar.

Die Arealproben der zweiten Lokalität auf Punta Cristian verbesserten gegenüber den Bodenproben die Ermittlung der Diversität der Probeflächen nennenswert, was wiederum dazu beitrug, die Gesamtdiversität gut abzubilden. Dabei ist der Unterschied in der Artenvielfalt

zwischen anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Bereichen recht markant. So zeigten sich höhere Diversitäten besonders bei Krustenflechten und acrocarpen Laubmoosen in den nicht betretenen Bereichen.

Von der Arktowski-Station wurden keine „Areal“-Proben beigebracht, d. h. die botanischen Daten wurden nur anhand der Bodenproben erfasst. Wie die Photodokumentation der Standorte zeigt, wurde die tatsächlich vorhandene Diversität dadurch nur teilweise abgebildet; so ist die in den Bodenproben eines unbeeinflussten Areals nicht belegte *Deschampsia antarctica* gleichwohl auch in diesem Areal vorhanden und dort dieselbe Pflanzengesellschaft ausgebildet wie an der Lokalität generell. Die dokumentierten floristischen Unterschiede auf Basis der Bodenproben beruhen somit auf kleinräumigen Inhomogenitäten innerhalb der Areale und lassen keine generellen Aussagen zu Unterschieden zwischen den „treatments“ (anthropogen beeinflusst /nicht beeinflusst) zu.

Tabelle 6: Botanische Gemeinschaftsparameter der untersuchten Areale der verschiedenen Lokalitäten. Summen (Artenzahlen) bzw. Durchschnittswerte (Vegetationsbedeckung und Pflanzengesellschaft). Vegetationsbedeckung in Kategorien: 0 = keine Vegetation, 1 = Bedeckung bis 25%, 2 = 25-50%, 3 = 50-<100%, 4 = 100%. Für die Zuordnung der Pflanzengesellschaften siehe Tabelle 5 (Material und Methoden).

		Lokalität:	Arctowski Station	Biogenbucht	Punta Cristian	Punta Cristian II	Ardley Island	Halfmoon Island	Halfmoon Island	Hannah Point	Telefon Bay	Whalers Bay	Whalers Bay	Paulet Island	Devil Island	Neko Harbour	Neko Harbour	Petermann Island
		Areal	2010	2010	2010	2010	2011	2010	2011	2011	2011	2010	2011	2011	2010	2010	2011	2010
Artenzahl	beeinflusst	Aa	3	1	4	3	5	?	?	2	0	0	0	0	0	0	0	0
		Ab	5	4	7	3	2	?	?	2	0	0	0		0	0	0	
		Ac	1	6	7	4	5		?		0		0				0	
		Ad											0				0	
	unbeeinflusst	Ba	2	6	5	3	2	?	?	2	0	?	?		0	0	0	0
		Bb	2	4	6	9	6		?	2	0	1	?	1	0	0	0	
		Bc	3	3	6	3	7		?		0		0				0	
		Bd											0				0	
Vegetationsbedeckung	beeinflusst	Aa	3,3	3,8	1,8	2,5	3,8	3	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0
		Ab	3	3,3	2,8	3,5	4	1,8	2	2,5	0	0	0		0	0	0	
		Ac	0,3	3,3	3,3	1,8	4		1		0		0				0	
		Ad											0				0	
	unbeeinflusst	Ba	3,5	4	3	3,3	4	1	1	3	0	1,8	1	0	0	0	0	0
		Bb	4	3,8	3,3	3,3	3,8		1	2,8	0	1,8	1	4	0	0	0	
		Bc	3,5	2,5	3	3,3	4		2		0		0				0	
		Bd											0				0	
Pflanzen-gesellschaft	beeinflusst	Aa	4a	4b	5	4b	4b	1	1	1a						1b		1a
		Ab	4a	4b	5	4b	4b	1	1	1a								
		Ac	4a	4b	5	5b	4b	1	1									
		Ad																
	unbeeinflusst	Ba	4a	4c	5a	4b	4c	5	1	1a		2						
		Bb	4a	4	5	5b	4b	5	1	1a		2		1				
		Bc	4a	2a	5d	4b	4b	5	1									
		Bd																

Die zusätzlichen Arealaufsammlungen auf Ardley Island trugen relativ wenig dazu bei, zusätzliche Arten nachzuweisen, die nicht auch auf den Bodenproben belegt waren. Immerhin zeigt sich, dass die in den Proben der unbeeinflussten Areale viel schwächer als in denen der beeinflussten Areale vertretenen acrocarpen Laubmoose auch im unbeeinflussten Areal in gewissem Umfange vorhanden waren. Das Fehlen von „Areal“-proben aus dem beeinflussten Bereich macht eine Auswertung trotzdem problematisch. Aus dem beeinflussten Bereich wurde ungeachtet des Fehlens von Arealproben eine höhere Diversität dokumentiert, was vor allem auf viel mehr acrocarpen Laubmoosen beruhte. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass der Tritt in dieser Pflanzengesellschaft (*Sanionia*-Gesellschaft) offene Erdstellen schafft, auf denen sich diese Moose gegenüber der Konkurrenz der deckenbildenden Arten behaupten können. Umgekehrt scheinen die mutmaßlich trittempfindlichen Strauchflechten im unbeeinflussten Bereich etwas besser vertreten zu sein. Möglich sind jedoch auch primär unterschiedliche Standortbedingungen in den beeinflussten und unbeeinflussten Bereichen dieser Lokalität. Die Bereiche sind auch in sich nicht homogen, Strauchflechten treten sowohl in beeinflussten als auch in unbeeinflussten Bereichen nur in jeweils einem Areal auf, was neben den Proben auch die Photodokumentation zeigt. Die Verhältnisse in einzelnen Arealen wirken auf diese Weise stark auf das Gesamtergebnis und die Befunde können somit auf Zufälligkeiten beruhen.

Von Whalers Bay auf Deception Island wurde lediglich eine Arealprobe ohne nähere Angaben beigebracht, die das acrocarpe Laubmoos *Bryum pseudotriquetrum* enthielt. Aus einzelnen Bodenproben des anthropogen unbeeinflussten Bereiches konnte ferner das acrocarpe Laubmoos *Ceratodon purpureus* nachgewiesen werden. Für den beeinflussten Bereich zeigte die Photodokumentation vereinzelt die thallöse Grünalge *Prasiola crispa*. Eine belastbare Auswertung des touristischen Einflusses auf die Vegetation ist auf der Basis dieser Datenlage nicht möglich, auch wenn eine Förderung der Alge zu Lasten der Moose durch menschlichen Tritt nicht ausgeschlossen werden kann.

Von Halfmoon Island wurde nur eine Vegetationsprobe ohne nähere Angaben gesammelt, die tote, algenverkrustete Moose (*Polytrichum alpinum*, *Sanionia* spec.), die Grünalge *Prasiola crispa*, weitere undeterminierbare Grünalgen und Kieselalgen enthielt. Weitere Moos- und Flechtenproben sind auf dem Transport verlorengegangen. Die Photodokumentation zeigte im anthropogen beeinflussten Bereich starke Bewüchse von *Prasiola crispa*, im unbeeinflussten Bereich (nur ein Areal!) spärliche Vegetation aus einzelnen Polstern acrocarper Laubmoose. Vor dem Hintergrund dieser Datenlage sind belastbare Schlüsse hinsichtlich des touristischen Einflusses nicht möglich, auch wenn eine Förderung der Alge zu Lasten der Moose durch touristischen Tritt plausibel erscheint.

Im Artenbestand von Hannah Point dokumentieren die Bodenproben keine Unterschiede zwischen den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Bereichen. Zusätzliche Arealproben fehlen, doch scheint nach der Photodokumentation die Pflanzengesellschaft tatsächlich nur aus den beiden nachgewiesenen Arten (s. Anhang 2) zu bestehen. Die Photodokumentation zeigt jedoch zugleich markante Unterschiede in der Deckung, mit gegenüber der Alge deutlich zurücktretender Gefäßpflanze im beeinflussten Bereich.

Auf dieser Datengrundlage sind Aussagen zur touristischen Beeinflussung der Vegetation nur eingeschränkt möglich. An den stärker touristisch frequentierten, höhere Vegetation beherbergenden Lokalitäten scheint eine Förderung der thallösen Grünalge *Prasiola crispa* zu Lasten der sonstigen Arten zu erfolgen. Dies steht im Einklang mit der Beobachtung, dass auch in natürlichen Habitaten *P. crispa* Standorte einnimmt, wo infolge starker Beeinflussung durch

Wirbeltiere das Gedeihen anderer Makrophyten nicht mehr möglich ist (LONGTON 1988). Durch die schlechte Dokumentation in Halfmoon Island und Whalers Bay im Jahr 2010 ist ein derartiger Schluss in diesen Bereichen jedoch unsicher. Die Photodokumentation vom Hannah Point 2011 zeigt hingegen eindrucksvoll, wie in den von Besuchern frequentierten Bereichen kümmerliche *Deschampsia* zwischen Decken von *Prasiola* fast verschwindet, während im nicht betretenen Bereich *Deschampsia* die dominante Art ist.

Bei den drei übrigen, gut dokumentierten und artenreichen Beständen ergibt sich kein einheitliches Bild. In der Biologenbucht und an Punta Cristian I sind keine klaren Unterschiede in der Diversität anthropogen beeinflusster und nicht-beeinflusster Bereiche erkennbar. Hingegen ist im zweiten Untersuchungsgebiet von Punta Cristian die Diversität im nicht beeinflussten Bereich deutlich höher; dies gilt besonders für Flechten und für acrocarpe Laubmoose. Ob dies aber tatsächlich eine Folge der anthropogenen Beanspruchung dieses Bereiches ist, deren Intensität an den beiden vorgenannten Orten geringer sein mag, oder ob hier andere Faktoren eine Rolle spielen (etwa primäre standörtliche Ungleichwertigkeit der anthropogen beeinflussten gegenüber den unbeeinflussten Arealen an dieser Probenahmestelle), kann nicht mit letzter Sicherheit bestimmt werden. So ist umgekehrt etwa von Ardley Island die höhere Diversität acrocarper Laubmoose gerade aus dem beeinflussten Bereich zu konstatieren. Eine Beeinträchtigung der Strauchflechten durch Tritt kann hier zwar nicht ausgeschlossen, aber auch nicht zweifelsfrei belegt werden.

Die geringe Zahl der mit botanischen Proben hinreichend belegten Lokalitäten beeinträchtigt die Auswertung um so mehr, als die Diversität der auftretenden Pflanzengesellschaften im Vergleich zur Zahl der Lokalitäten relativ hoch ist (relativ spezifische Vegetation an den einzelnen Lokalitäten, daher fehlende Wiederholungsuntersuchungen in gleicher Pflanzengesellschaft an anderer Stelle). Die am stärksten touristisch frequentierten Lokalitäten sind von Natur aus arm an bodenbewohnenden Pflanzenarten. Da die Artenarmut in der Regel mit hoher Individuenzahl einhergeht, tritt in den artenarmen Zönosen auch schwerlich eine Abnahme der Diversität als Folge touristischer Beeinflussung auf; allenfalls können Abundanz/Deckung der Arten durch Trittwirkung beeinflusst werden, wie z. B. im oben genannten Beispiel von *Prasiola crispa* / *Deschampsia antarctica*. Generell kann eine Beeinträchtigung der Diversität durch anthropogene Einflüsse nicht ausgeschlossen werden. Insgesamt gilt, dass ein fehlender statistischer Nachweis von Unterschieden zwischen betretenen und unbetretenen Bereichen nicht notwendig deren tatsächliches Fehlen bedeutet, sondern lediglich, dass es mit den vorliegenden Daten nicht belegt werden kann.

Es konnte keine bislang in der Antarktis nicht bekannte Pflanzenart festgestellt werden. In den Gebieten mit mutmaßlichen Neozoen in der Bodenfauna (siehe Kapitel 3.4 unten) kommt entweder keine (z. B. Neko Harbour) oder kaum höhere Vegetation vor (z. B. Whalers Bay). Eine Einführung gebietsfremder Arten wurde also auch hier nicht nachgewiesen. Die Entdeckungswahrscheinlichkeit eingeführter Arten bei der in unserer Studie angewendeten Methodik ist jedoch im Falle von Arten mit geringer Individuendichte ebenfalls begrenzt. Insofern kann ein fehlender Nachweis eingeführter Arten auf den Probeflächen auch nicht als Beleg gelten, dass dergleichen ausgeschlossen wäre. Gerade Kryptogamen gelten als im Allgemeinen von Natur aus gut ausbreitungsfähig. Viele der Taxa haben große Weltareale; ein typisches Muster ist zum Beispiel Arten mit bipolarer Verbreitung, die Arktis und Antarktis umfasst.

3.3 Allgemeine faunistische Verhältnisse

In den 327 bearbeiteten Proben der beiden Untersuchungsjahre (164 in jedem Jahr; eine Probe war im Jahr 2010 unbrauchbar) wurden insgesamt mehr als 320.000 Individuen von allen Tiergruppen registriert. Die meisten Individuen (> 255.000 Individuen) wurden bei den Nematoden gefunden, wobei die Tardigrada (mehr als 30.000 Individuen) und die Collembola (> 25.000 Individuen) die nächst häufigsten Gruppen darstellen. Insgesamt wurden 98 Arten nachgewiesen, darunter waren die Nematoden am häufigsten (40 Arten) vertreten, gefolgt von den Actinedida (25 Arten), den Tardigrada (14 Arten) und den Collembola (11 Arten).

In beiden Untersuchungsjahren wurden hoch signifikante Unterschiede zwischen den Faunen der unterschiedlichen Lokalitäten festgestellt, sowohl bezüglich Artenreichtum als auch Individuendichten (für Ergebnisse der statistischen Analysen siehe Anhang 5, Tabelle A5-1). Diese Lokalitätsunterschiede wurden in allen Tiergruppen vorgefunden. Eine signifikant abnehmende Gesamtdichte von den nördlichsten zu den südlichsten Lokalitäten war besonders bei der Mikrofauna offensichtlich (Abb. 28, oben), mit Ausnahme der sehr hohen Abundanzen der Nematoda auf Paulet Island im Jahr 2011. Ein Nord-Süd Gradient war bei den Dichten der Mesofauna nicht so offensichtlich, obwohl hier die höchsten Dichten in den Lokalitäten der Südlichen Shetlandinseln gefunden wurden (Abb. 28, unten). Abnehmender Artenreichtum von den nördlichsten zu den südlichsten Lokalitäten wurde bei allen Tiergruppen festgestellt (Abb. 29).

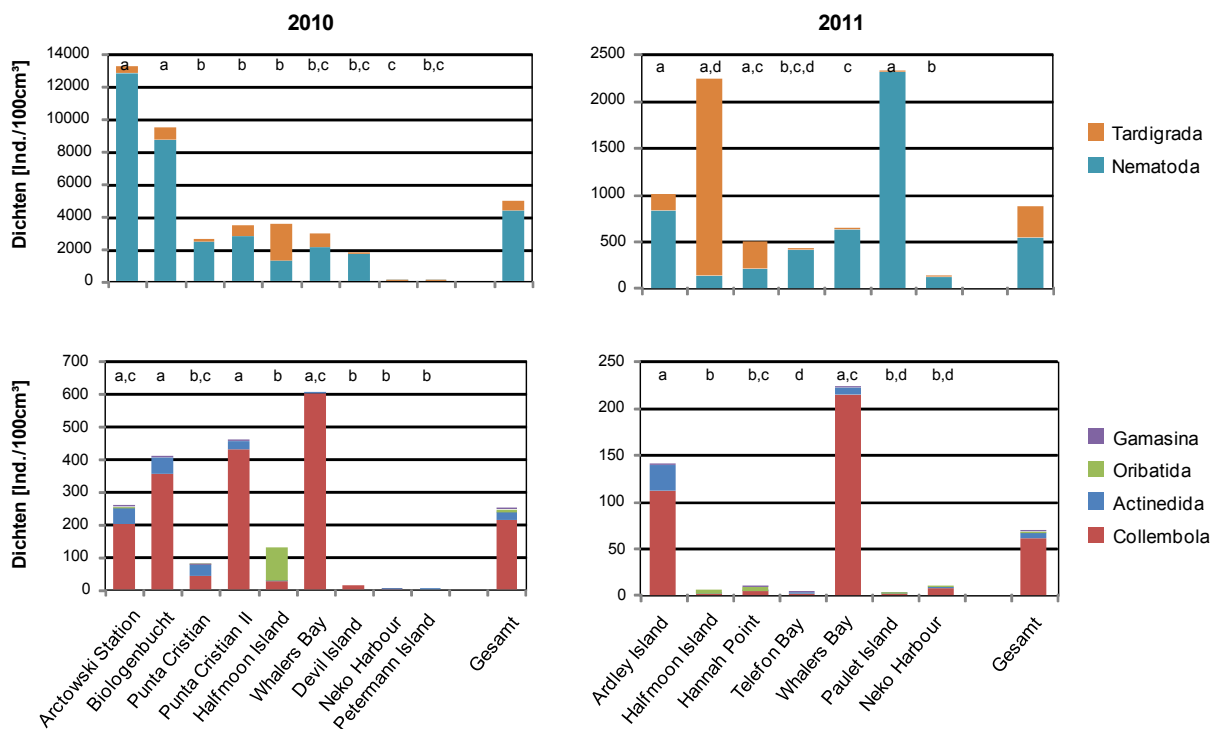


Abb. 28: Gesamtdichten (in Individuen je 100cm³) der Mikrofauna (oben) und Mesofauna (unten) in den unterschiedlichen Lokalitäten in 2010 und 2011. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede der Dichten (= die Dichten in Lokalitäten mit dem gleichen Buchstaben waren statistisch *nicht* unterschiedlich voneinander); zu beachten sind dabei die unterschiedlichen Skalen der y-Achse der beiden Faunengruppen.

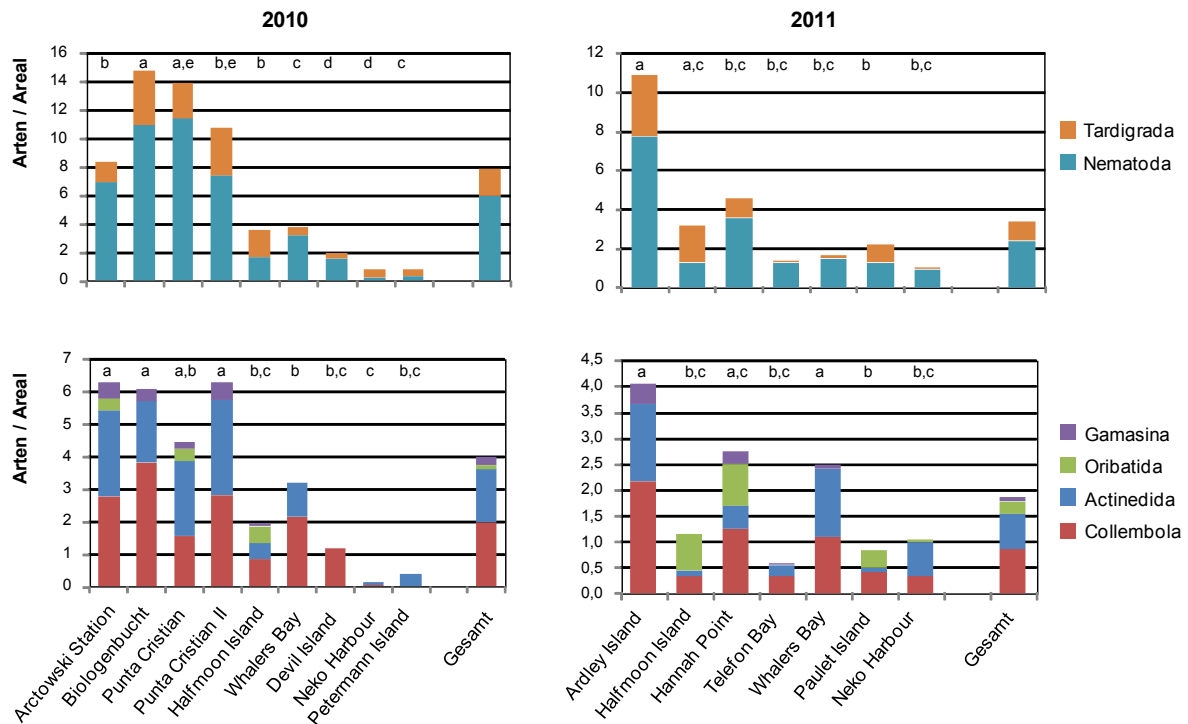


Abb. 29: Artenreichtum (als durchschnittliche Artenanzahl pro Areal) der Mikrofauna (oben) und Mesofauna (unten), die in den unterschiedlichen Lokalitäten in 2010 und 2011 erfasst wurden. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede der Dichten (= die Dichten in Lokalitäten mit dem gleichen Buchstaben waren statistisch *nicht* unterschiedlich voneinander); zu beachten sind dabei die unterschiedlichen Skalen der y-Achse der beiden Faunengruppen.

Mit mehr als 250.000 nachgewiesene Individuen aus 88 Arten im Jahr 2010 im Vergleich zu den >65.000 im Jahr 2011 registrierten Individuen aus 21 Arten, schien es große Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsjahren zu geben. Allerdings ist dies zum Teil darauf zurückzuführen, dass unterschiedliche Lokalitäten in den zwei verschiedenen Jahren untersucht wurden. Eine direkter Jahresvergleich ist nur für die drei Lokalitäten möglich, die in beiden Untersuchungsjahren beprobt wurden (Whalers Bay, Halfmoon Island und Neko Harbour). In diesen Lokalitäten konnten signifikant höhere Gesamtdichten (aller untersuchten Tiergruppen zusammen) im Jahr 2010 festgestellt werden (Anhang 5, Tabelle A5-2), aber keine statistisch signifikanten Unterschiede bezüglich der Anzahl nachgewiesener Arten. Diese jährlichen Unterschiede waren insgesamt betrachtet besonders bei der Mikrofauna ausgeprägt, sowohl im Bezug auf die Individuendichten als auch auf den Artenreichtum (Anhang 5, Tabelle A5-2). Während beide Gruppen der Mikrofauna im Jahr 2010 signifikant höhere Individuendichten aufwiesen, zeigten nur die Tardigrada einen signifikant höheren Artenreichtum im Jahr 2010. Lediglich in Whalers Bay wurde bei den Nematoden ein höherer Artenreichtum im Jahr 2010 festgestellt. Demgegenüber zeigte die Mesofauna insgesamt weder bezüglich Individuendichten noch Artenreichtum signifikante Unterschiede zwischen den zwei Untersuchungsjahren. Nur bei den Collembola wurden signifikant höhere Dichten im Jahr 2010 registriert. Obwohl sowohl mehr Individuen als auch mehr Arten in den meisten Gruppen der Mesofauna im Jahr 2010 festgestellt wurden (mit Ausnahme der Actinedida, bei der etwas höhere Dichten und mehr Arten in den drei Lokalitäten im Jahr 2011 festgestellt wurden), waren keiner dieser Unterschiede statistisch signifikant.

Obwohl Unterschiede zwischen den von Menschen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen bei den einzelnen Tiergruppen erkennbar sind (Anhang 5, Tabelle A5-3, s. auch Ergebnisse der

einzelnen Tiergruppen unten), ist dies dann nicht mehr der Fall, wenn die einzelnen Taxa zu höheren taxonomischen/ökologischen Gruppen kombiniert werden. Beispielsweise wurden signifikant höhere Dichten in den unbeeinflussten Arealen nur innerhalb der Mesofauna registriert, die 2010 stärker waren als 2011 (Abb. 30). Zusammen genommen zeigte die Mikrofauna jedoch keine signifikanten Unterschiede zwischen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen, obwohl die Dichten meist in den unbeeinflussten Arealen höher waren. Nur bei der Mikrofauna zeigten sich wiederum signifikante Unterschiede im Artenreichtum, wobei etwas mehr Arten in den beeinflussten Arealen nachgewiesen wurden (Abb. 31). Allerdings wurde dies nur 2010 festgestellt und die Unterschiede sind statistisch nicht signifikant, wenn die Daten beider Jahre zusammen analysiert werden. Die Mesofauna zeigte keinen signifikanten anthropogenen Einfluss bezüglich des Artenreichtums. Wenn die Gesamtf fauna zusammen analysiert wird, ist kein signifikanter menschlicher Einfluss festzustellen, weder bezüglich der Gesamtdichten noch der Gesamtartenzahlen (Anhang 5, Tabelle A5-3). Somit können bei den einzelnen Tiergruppen beobachtete signifikante anthropogene Einflüsse nicht mehr festgestellt werden, wenn diese Taxa zusammen gruppiert und analysiert werden.

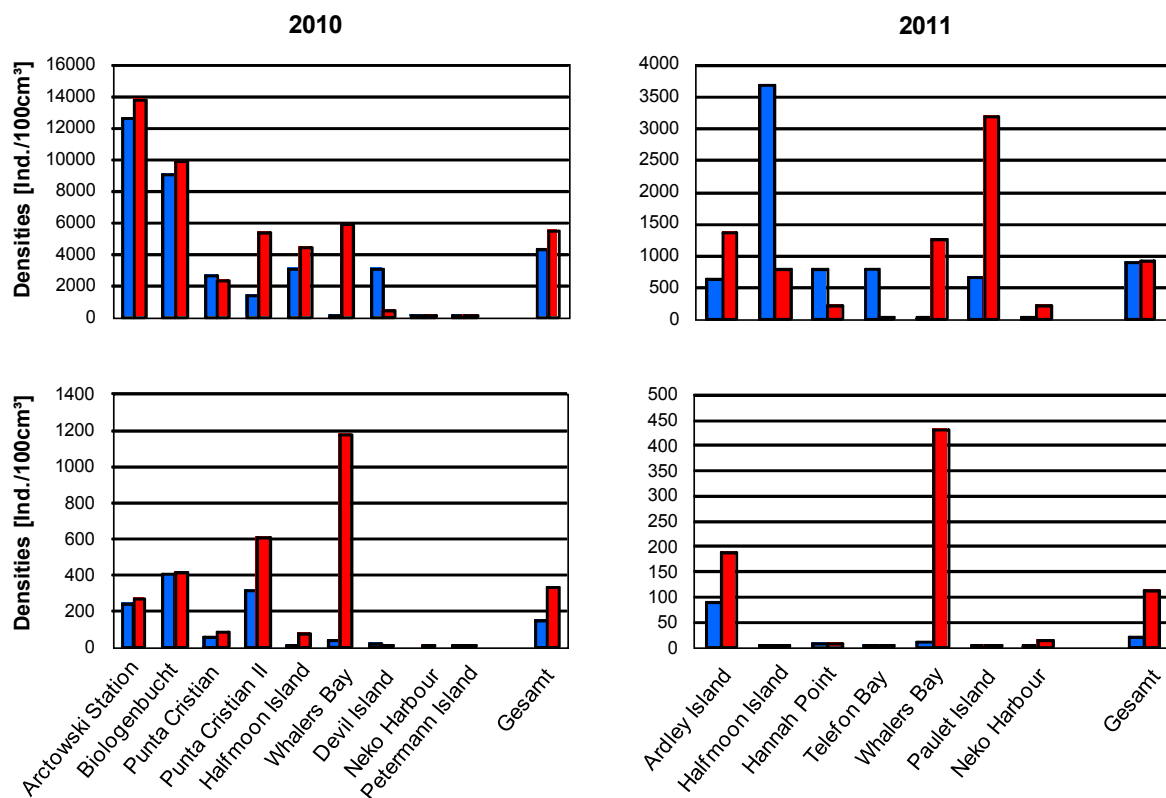


Abb. 30: Gesamtdichten (in Individuen je 100 cm³) der Mikrofauna (oben) und Mesofauna (unten), die in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen in den beiden Untersuchungsjahren erfasst wurden.

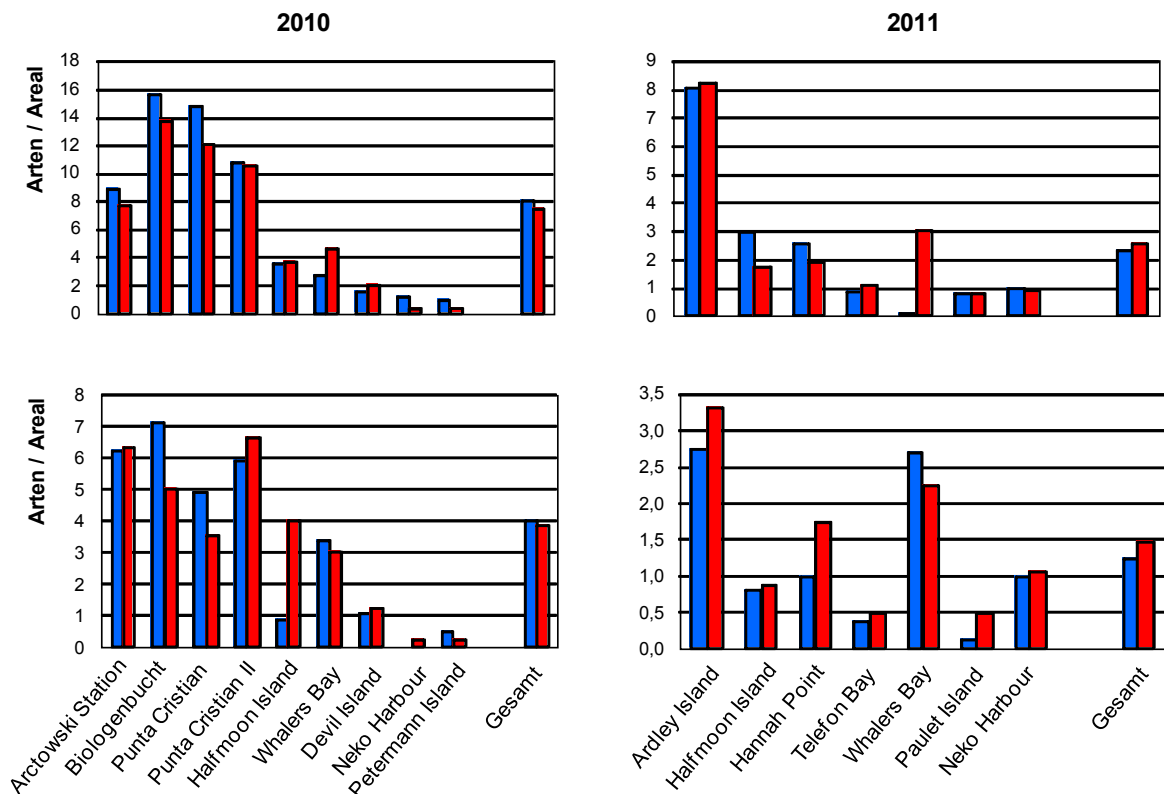


Abb. 31: Artenreichtum (als durchschnittliche Artenanzahl pro Areal) der Mikrofauna (oben) und Mesofauna (unten), die in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen in den beiden Untersuchungsjahren erfasst wurden.

3.4 Mesofauna (Mikroarthropoden)

3.4.1 Collembola (Springschwänze)

Sowohl in polaren als auch in alpinen Ökosystemen stellen Collembola (Springschwänze) eine der individuenreichsten terrestrischen evertierten Tiergruppen dar. Nach Hogg and Stevans (2002) wurden auf dem antarktischen Kontinent bisher ca. 15 Arten der Collembola nachgewiesen. Allerdings wird die Artzahl offensichtlich unterschätzt: Die aus der maritimen und westlichen sowie östlichen kontinentalen Antarktis tatsächlich nachgewiesenen Anzahl von Collembolenarten (exklusiv der Subantarktis) beträgt ca. 25. Die genaue Schätzung hängt vom gegenwärtigen taxonomischen Verständnis einer bestimmten Art, von der Berücksichtigung von Einzelfunden von Arten usw. ab.

Die frühesten Aufsammlungen von Collembola in der Antarktis fanden 1898 auf August Island Nähe der Küste der Antarktischen Halbinsel statt (Willem 1901). In der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts beschäftigen sich mehrere Taxonomen mit antarktischen Collembola (Wahlgren 1906, Carpenter 1907, Salmon 1949, 1962 usw.). Daraufaufgehend berücksichtigten ca. 200 Publikationen verschiedene Aspekte der Taxonomie, Biogeographie, Verbreitung und Ökologie antarktischer Collembola (siehe taxonomische Übersichtsartikel von Wise 1967, 1971 usw. und Greenslade 1995, 2010 usw. sowie molekulare und methodische Arbeiten von Stevens et al. 2005, Stevens & Hogg 2006a, 2006b, Sinclair 2001, 2006 u.a.). Während des letzten Jahrzehnts wurden mehrere Artikel über die Ökologie und historische Verteilung antarktischer Collembola veröffentlicht (z. B. Toricelli et al. 2010, Caruso et al. 2009). Die maritime Antarktis und Victoria Land (Ostantarktis) wurden aufgrund der hohen Konzentrationen von antarktischen

Forschungsstationen und ASPAs (Antarctic Special Protected Areas) in diesen zwei Regionen am häufigsten untersucht.

Die Collembola der maritimen Antarktis und insbesondere der Südlichen Shetlandinseln wurden intensiv während der letzten 100 Jahre untersucht (Abb. 32; die Untersuchungsgebiete des vorliegenden Projekts sind in Abb. 33 angegeben). Mehrere Arten wurden aus der maritimen Antarktis erstmals beschrieben (Willem 1901, Wahlgren 1906, Carpenter 1907, Weiner 1980; Greenslade 1995). Die letzte kommentierte Liste von Collembolenarten der Südlichen Shetlandinseln stellte Greenslade (2010) zusammen.

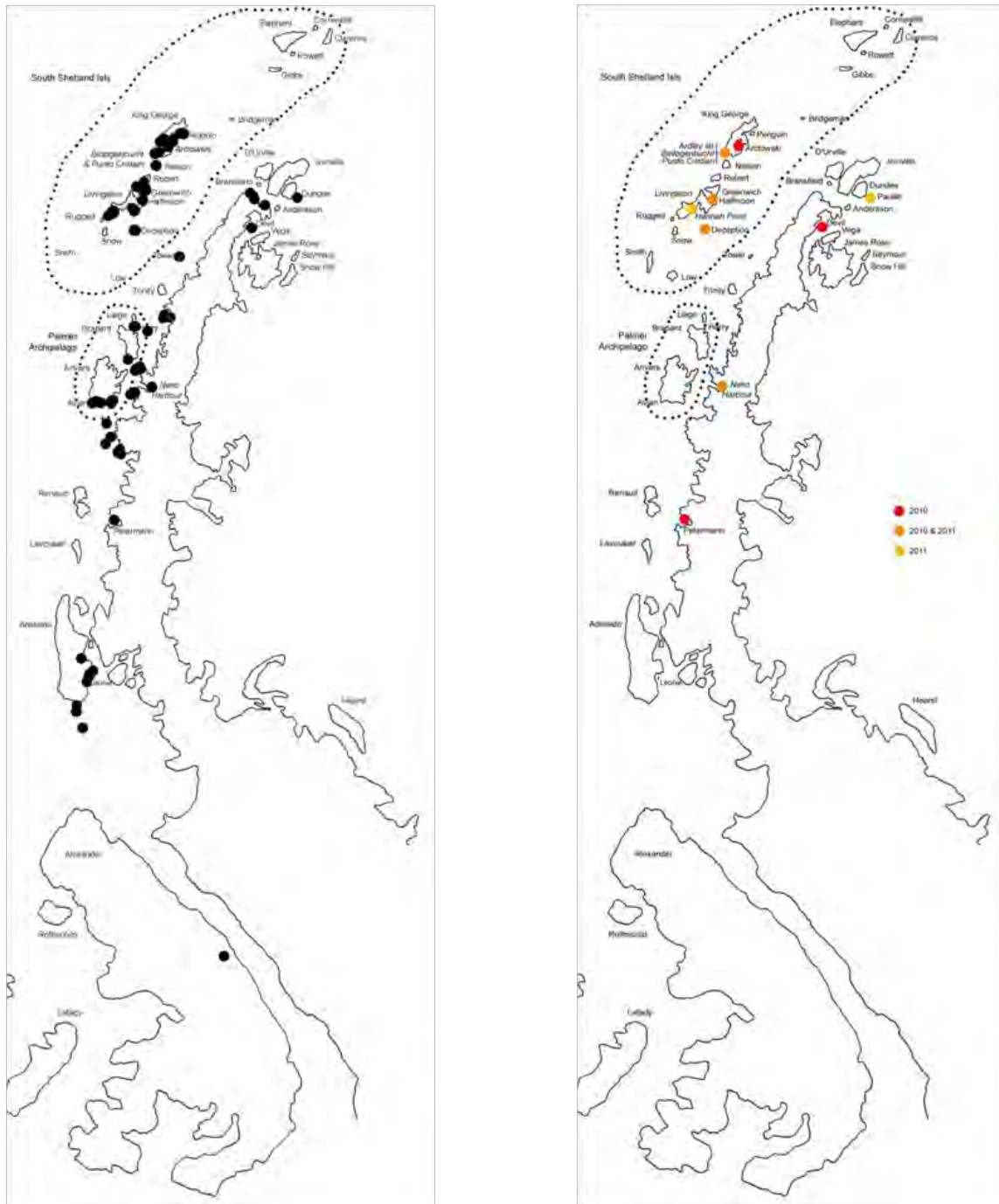


Abb. 32 (links): Lokaltäten der maritimen Antarktis mit publizierten Nachweisen des Vorkommens von Collembolenarten (inklusive im vorliegenden Projekt untersuchten Lokaltäten).

Abb. 33 (rechts): Untersuchungsgebiete des vorliegenden Projekts. Untersuchungsjahre mit unterschiedlichen Farben angezeigt.

Nach Greenslade (1995, 2010) wurden die folgenden Arten auf den Südlichen Shetlandinseln gesichert nachgewiesen: *Hypogastrura viatica*, *Tullbergia mixta*, *Protaphorura fimata*, *Friesea grisea*, *Friesea woyciechowskii*, *Cryptopygus antarcticus antarcticus*, *Cryptopygus badasa*, *Cryptopygus caecus*, *Folsomia candida*, *Archisotoma brucei* and *Folsomotoma octooculata*. Gemäß Literaturdaten beinhalten andere Regionen der maritimen Antarktis (Antarktische Halbinsel, Südliche Orkneyinseln und weitere) keine Nachweise weiterer Arten. Die Arten *Hypogastrura antarctica* Salmon, 1962 (= *H. viatica*), *Tillieria penai* Weiner & Najt, 1994 (= *T. mixta*), *Achorutoides antarcticus* Willem, 1901 (= *F. grisea*), *Cryptopygus crassus* Carpenter, 1907 (= *C. antarcticus*), und *Cryptopygus nanjiensis* Yue & Tamura, 2001 (= *C. antarcticus*) sind untergeordnete Synonyme der Arten der Hauptliste. In dieser Liste sind *H. viatica*, *P. fimata*, and *F. candida* sogenannte „exotische“ Arten oder, in einer anderen Terminologie, nicht-heimisch („non-indigenous“) in der Antarktis (Greenslade 1995, 2010).

3.4.1.1 Allgemeine Gemeinschaftsparameter

Von den Collembola wurden im vorliegenden Projekt insgesamt 25.750 Individuen registriert: 19.299 Individuen im Jahr 2010 und 6.451 Individuen 2011. Diese Zahlen ergeben Gesamtdichten zwischen null (in einigen wenigen Lokalisationen) bis ca. 600 Individuen pro 100 cm³ Substrat, mit einer durchschnittlichen Dichte der Collembola von ca. 150 Individuen pro 100 cm³ Substrat. Diese Daten zeigen, dass - auf der größeren räumlichen Ebene der maritimen Antarktis - die Gesamtdichten der Collembola v. a. durch Lokalisation signifikant bestimmt wurden (Abb. 34; für Ergebnisse der statistischen Analysen siehe Anhang 5, Tabelle A5-1). Lokalisationen auf oder um King George Island (Arctowski Station, Biologenbucht, Punta Cristian und Ardley Island) sowie Whalers Bay auf Deception Island zeigten dabei die höchsten Dichten.

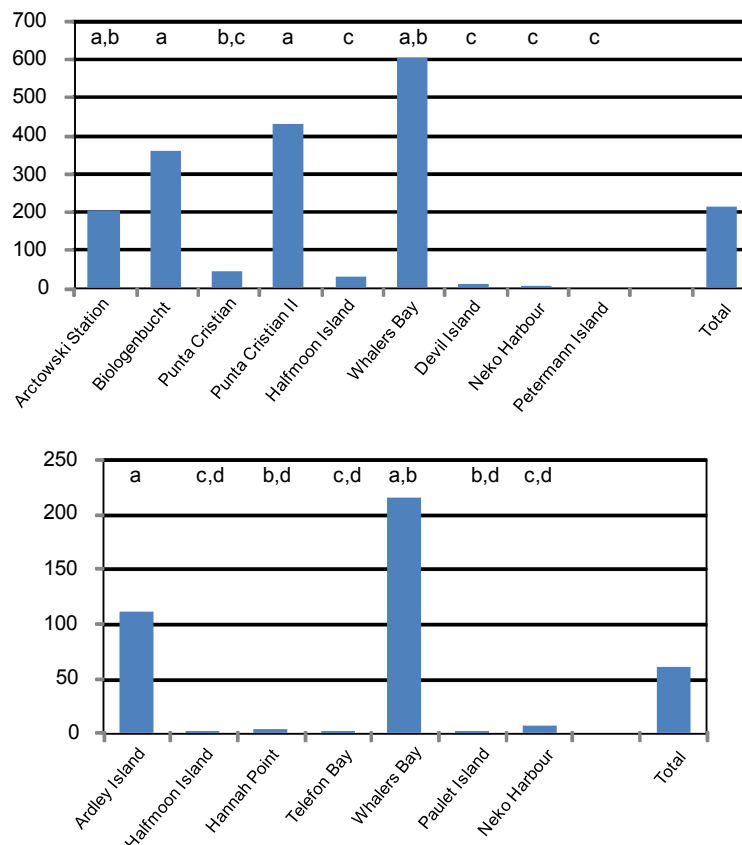


Abb. 34: Gesamtdichten der Collembola (in Individuen je 100 cm³ Substrat), die in den unterschiedlichen Beprobungsgebieten 2010 (oben) und 2011 (unten) erfasst wurden. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede der Dichten (= die Dichten in Lokalitäten mit dem gleichen Buchstaben waren statistisch *nicht* unterschiedlich voneinander). Die Skalierung der y-Achse ist in beiden Diagrammen unterschiedlich.

2010 wurden insgesamt fast dreimal so viele Individuen wie 2011 erfasst. Dies traf ebenfalls für die Lokalitäten zu, die in beiden Jahren beprobt wurden (Whalers Bay/Deception Island, Halfmoon Island/Livingston Island and Neko Harbour/Antarktische Halbinsel), wobei die in diesen Lokalitäten registrierten Dichten 2010 um fast 30 % höher als 2011 waren (Abb. 35; Anhang 5, Tabelle A5-2). Dies galt insbesondere für Whalers Bay und Neko Harbour. Auf Halfmoon Island wurden im Jahr 2010 Gesamtdichten der Collembola erfasst, die nahezu eine Größenordnung höher lagen als diejenigen von 2011. Allerdings ist dies auf sehr hohe Individuenzahlen in einzelnen Proben zurückzuführen, sodass aufgrund dieser hohen Variabilität zwischen Proben die Ergebnisse von Halfmoon Island statistisch nicht signifikant waren (Abb. 35).

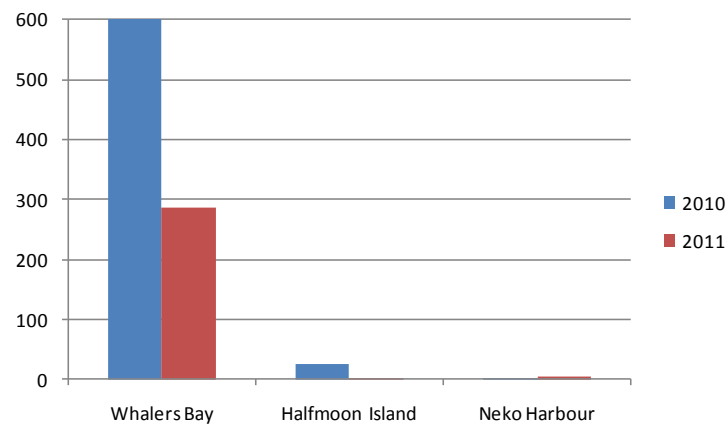


Abb. 35: Gesamtdichten der Collembola (in Individuen je 100 cm³ Substrat), die 2010 und 2011 in beide Jahren untersuchten Lokalitäten erfasst wurden.

Neben anderen Faktoren wurden 17 Parameter als möglicherweise relevante Einflussfaktoren der maritimen antarktischen Collembolagemeinschaften in Korrelationsanalysen erfasst: ein biotischer Parameter (Vegetationsbedeckung) und 16 abiotische Parameter (hauptsächlich Bodenparameter). Nach diesen Analysen beeinflusste der Breitengrad (Latitude) zu einem großen Teil die lokalen Gesamtdichten der Collembola, wonach südlichere Beprobungsgebiete negativ mit der Gesamtdichte korrelierten (Anhang 4, Tabelle A4-1). Dies weist darauf hin, dass die vorgefundenen Abundanzen der Collembola umso höher waren je weiter nördlich das Untersuchungsgebiet lag (Abb. 36, links). Vegetationsbedeckung und die Collembolenpopulationen zeigten eine noch stärkere Wechselwirkung: Korrelationskoeffizienten hierzu fielen in beiden Untersuchungsjahren sehr hoch aus (0,554 im Jahr 2010 und 0,439 in 2011; Anhang 4, Tabelle A4-1). Dies deutet darauf hin, dass je dichter die Vegetationsbedeckung war, umso individuenreicher waren auch die erfassten Collembolengemeinschaften. Unter den abiotischen Faktoren zeigte die Bodentextur (die Anteile der unterschiedlichen Korngrößen von Kies, Sand und Schluff/Ton) den geringsten Einfluss auf die Gemeinschaftsparameter. Korrelationen der Dichten mit Bodentextur waren im Allgemeinen statistisch nicht signifikant oder fielen niedrig aus. Gesamtdichten korrelierten negativ signifikant lediglich mit gröberen Korngrößen (Anhang 4, Tabelle A4-1). Andere Parameter übten einen wichtigeren Einfluss aus: Bodenfeuchte schien einen relevanten Einfluss auf die Gesamtdichten der Collembola auszuüben, Korrelationskoeffizienten hierzu lagen bei bis zu 0,499 (in 2011). Mehrere Parameter können zusammen gruppiert und betrachtet werden, z. B. charakterisieren organisches Material, der Gehalt an Kohlenstoff und Stickstoff sowie das C/N-Verhältnis den Nährstoffzustand der untersuchten Böden. Diese vier Parameter korrelierten alle positiv miteinander sowie negativ mit dem Boden-pH. Gesamtdichten korrelierten selten mit diesen Faktoren; lediglich größere Gesamtabundanzen hingen mit einer höheren Qualität des organischen Materials (C/N-Verhältnis) im Jahr 2010 zusammen. Die Dichten der Collembola wurden im Jahr 2010 offensichtlich negativ durch den pH-Wert beeinflusst, was möglicherweise eher die Tatsache widerspiegelt, dass saurere Böden geringere Gehalte an organischem Material aufweisen.

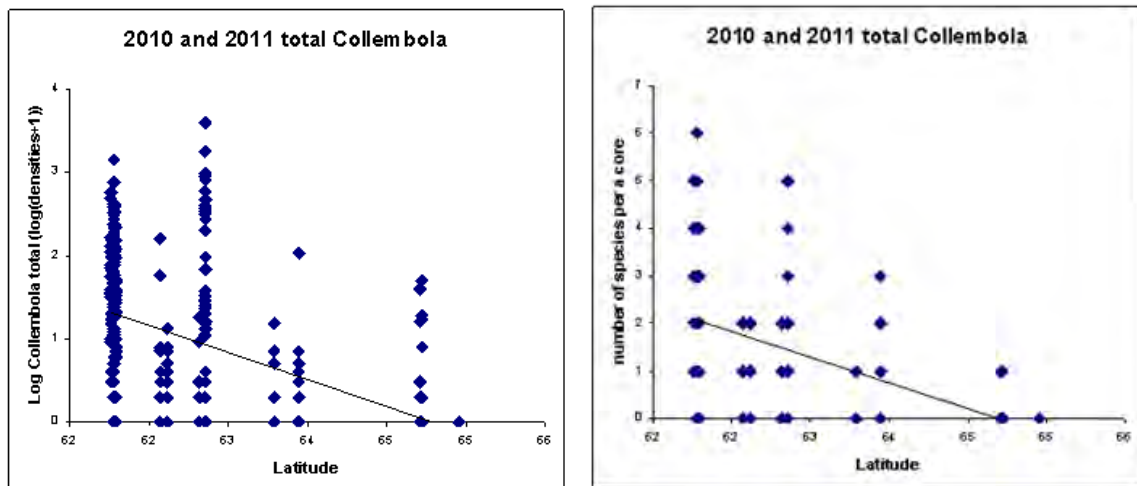


Abb. 36: Korrelationen zwischen Gesamtdichten (links) sowie Artenreichtum (rechts) und Breitengrad („Latitude“).

Wenn alle untersuchten Lokalitäten gemeinsam ausgewertet wurden, lagen die Gesamtdichten der Collembola signifikant höher in den anthropogen *nicht*-beeinflussten als in den beeinflussten Arealen (Abb. 37; Anhang 5, Tabelle A5-4). Diese Effekte waren besonders stark auf Whalers Bay (Deception Island).

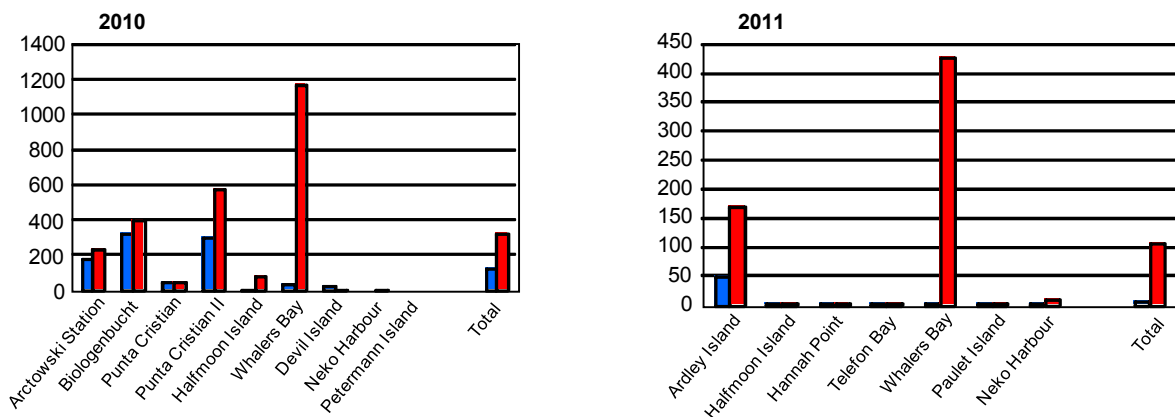


Abb. 37: Gesamtdichten der Collembola (in Individuen je 100 cm³ Substrat), die in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurden.

Die Faunen in den von Menschen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen wurden höchstwahrscheinlich durch viele weitere Faktoren beeinflusst. Somit sollten anthropogene Auswirkungen nicht nur durch einfache direkte Vergleiche zwischen den beeinflussten und unbeeinflussten Arealen ausgewertet werden. In dieser Studie wurden deshalb ebenfalls Kovarianzanalysen (ANCOVAs) ausgeführt, um die Effekte weiterer Habitatfaktoren auszufiltern. Da die Vegetationsbedeckung offensichtlich einen der wichtigsten Faktoren darstellt, der die Größe und Zusammensetzung der verschiedenen Tiergemeinschaften determiniert, wurde in allen ANCOVAs als vorhersagende bzw. abhängige Faktoren Vegetationsbedeckung zusammen mit menschlicher Beeinflussung („Treatment“) verwendet. Die Untersuchungsjahre 2010 und 2011 wurden getrennt ausgewertet, da in diesen zwei Jahren im Allgemeinen unterschiedliche Lokalitäten beprobt wurden. Wie im Methodenkapitel erwähnt, bedeutet aufgrund statistischer Schwierigkeiten mit den Daten eine mangelnde

statistische Signifikanz der Ergebnisse nicht zwangsläufig ein negatives Ergebnis. Deshalb werden in diesem Bericht lediglich positive (= statistisch signifikante) Ergebnisse der Kovarianzanalysen dargestellt.

Die Kovarianzanalyse zeigte ebenfalls signifikante Effekte des anthropogenen Einflusses auf die Gesamtdichten der Collembola (höhere Abundanzen in den unbeeinflussten Arealen) in beiden Untersuchungsjahren (Abb. 38 und Abb. 39; Anhang 6, Tabelle A6-1). Dieser Effekt einer menschlichen Beeinflussung war stärker in Untersuchungsflächen mit einer mittleren Vegetationsbedeckung, was sich durch die signifikante statistische Interaktion zwischen Vegetationsbedeckung und menschlicher Beeinflussung der Collembolendichten in beiden Untersuchungsjahren widerspiegelt (Anhang 6, Tabelle A6-1). Mit anderen Worten, wenn Vegetationsbedeckung lediglich sporadisch auftrat, beeinflussten Menschen die Collembolendichten mehr als wenn keine oder viel Vegetation vorhanden war. Die Analysen offenbarten einen signifikanten alleinigen Effekt der Vegetationsbedeckung auf die Collembolendichten nur im Jahr 2011 (Anhang 6, Tabelle A6-1), mit höheren Dichten bei mittlerer Vegetationsbedeckung. Ein signifikanter Einfluss der Vegetation auf die Dichten konnte mit den Daten aus dem Jahr 2010 nicht gezeigt werden, was aufgrund der oben genannten statistischen Schwierigkeiten nicht so interpretiert werden kann, dass es keine Beeinflussung der Dichten durch die Vegetation gab, sondern lediglich dass keine Aussage für den Jahr 2010 anhand diesen statistischen Analysen getroffen werden kann.

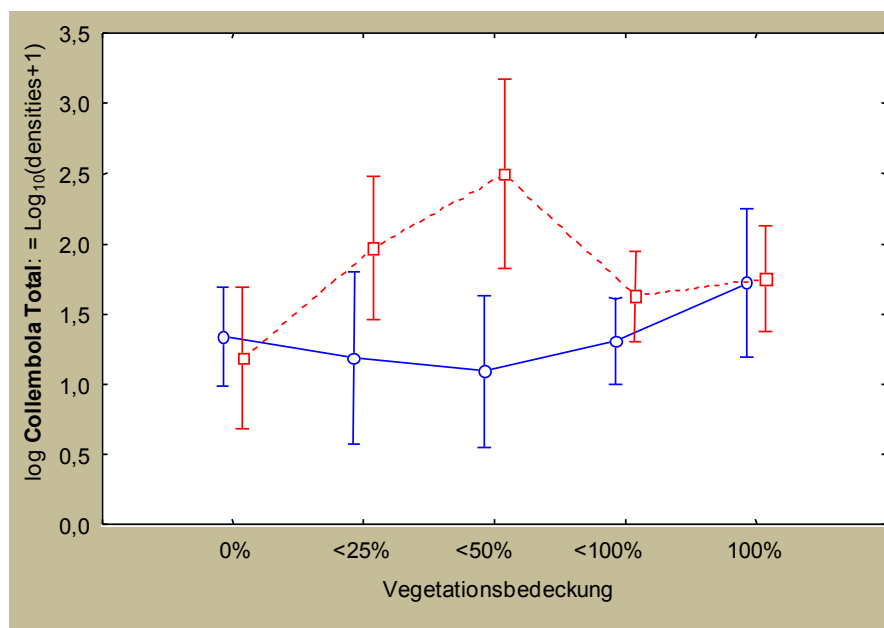


Abb. 38: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 erfassten Gesamtdichten der Collembola nachdem verschiedene Hintergrundparameter ausgefiltert wurden. Dichten (in log Individuen je 100 cm³ Substrat) in anthropogen beeinflussten Arealen in blau und in unbeeinflussten Arealen in rot.

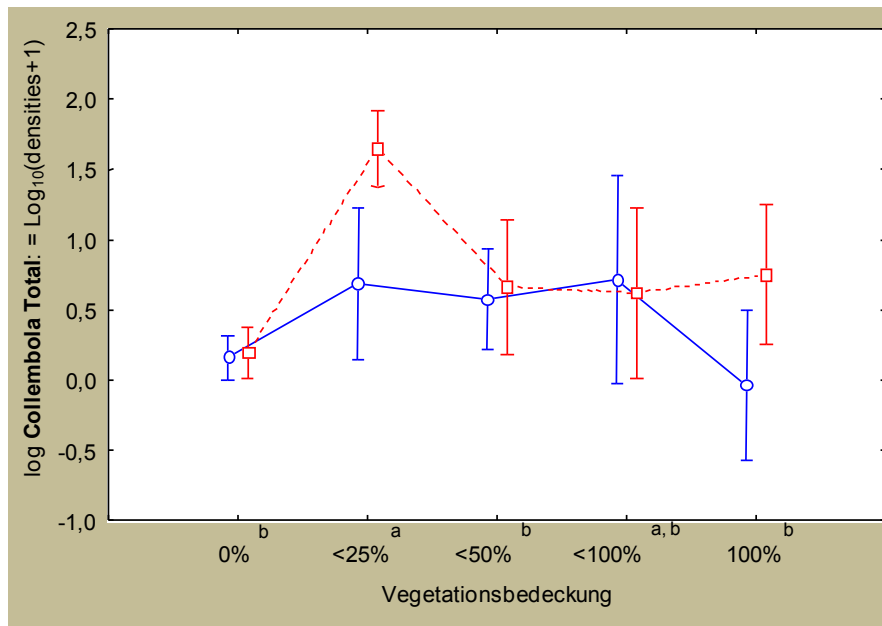


Abb. 39: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2011 erfassten Gesamtdichten der Collembola nachdem verschiedene Hintergrundparameter herausgefiltert wurden. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede der Collembolendichten zwischen den verschiedenen Stärken der Vegetationsbedeckung.

Insgesamt 11 Arten der Collembola wurden in der vorliegenden Studie nachgewiesen, zehn im Jahr 2010 und acht im Jahr 2011. Die in den untersuchten Lokalisationen erfassten Artenzahlen der Collembola sind in Tabelle 7 angegeben. Um die Spezifität lokaler Beprobung zu minimieren, sind die untersuchten Lokalisationen hier wie folgt in fünf Gebieten zusammengefasst: King George Island (5 beprobte Lokalisationen + Jahr), Livingston Island (3 beprobte Lokalisationen + Jahr), Deception Island (3 beprobte Lokalisationen + Jahr), Antarktische Halbinsel (3 beprobte Lokalisationen + Jahr) und Weddellmeer (2 beprobte Lokalisationen + Jahr). Gemäß den Daten des vorliegenden Projekts ist Petermann Island ohne Collembola. Nichtsdestotrotz decken die Verbreitungsgebiete von mindestens fünf Arten (*C. antarcticus*, *F. grisea*, *F. octooculata* sowie weniger wahrscheinlich auch von *C. badasa* und *A. brucei*) auch diese Lokalisation ab. Es kann somit angenommen werden, dass die untersuchten Areale auf Petermann Island keine ausreichenden Bedingungen für das Überleben von Collembola boten (z. B. der Mangel an sichtbarer Bodenvegetation). Falls günstigere Biotope auf dieser Insel existieren, beherbergen sie wahrscheinlich ebenfalls Collembola.

Signifikante Unterschiede im Artenreichtum der Collembola (als durchschnittliche Artenzahl je Probe) zwischen den Lokalisationen wurden ebenfalls beobachtet (Abb. 40; Anhang 5, Tabelle A5-1). Der höchste Artenreichtum wurde 2010 in den Untersuchungsgebieten auf King George Island (Fildes Halbinsel) festgestellt und 2011 insbesondere auf Ardley Island, Whalers Bay (Deception Island) und Neko Harbour. Obwohl etwas mehr Arten im ersten Untersuchungsjahr nachgewiesen wurden, existierten keine signifikante Unterschiede bei der Gesamtzahl nachgewiesener Arten zwischen den beiden Untersuchungsjahren, selbst nicht in den Lokalisationen, die in beiden Jahren untersucht wurden (Anhang 5, Tabelle A5-2).

Tabelle 7: Zahl den nachgewiesenen Collembolenarten (N) in den verschiedenen Beprobungsgebieten.

Gebiet	Lokalität	N
King George Island	Arctowski station	6
	Biologenbucht	6
	Punta Cristian	4
	Punta Cristian 3	5
	Ardley Island	5
	Alle Lokalitäten zusammen	6
Livingston Island	Halfmoon Island (2010)	3
	Halfmoon Island (2011)	2
	Hannah Point	3
	Alle Lokalitäten zusammen	5
Deception Island	Whalers Bay (2010)	6
	Whalers Bay (2011)	7
	Telefon Bay	2
	Alle Lokalitäten zusammen	8(11)*
Antarktische Halbinsel in den Gebieten der Danco- und Grahamküsten	Petermann Island	0
	Neko Harbour (2010)	1
	Neko Harbour (2011)	2
	Alle Lokalitäten zusammen	2
Weddellmeer	Devil Island	4
	Paulet Island	1

* Zahlen inklusive Literaturdaten sind in Klammern angegeben

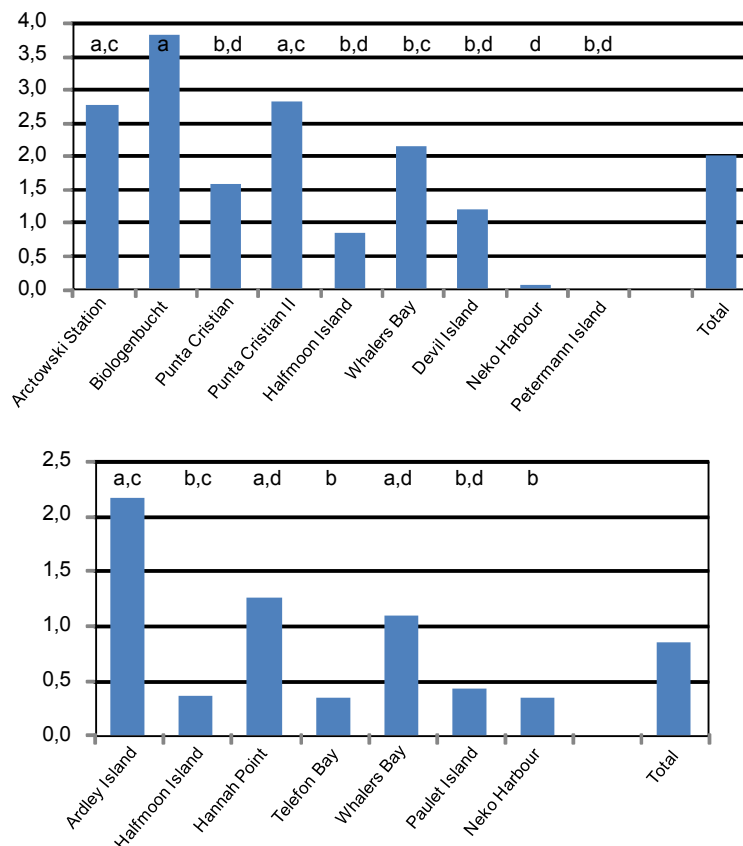


Abb. 40: Artenreichtum der Collembola (als durchschnittliche Artenzahl pro Areal), der in den unterschiedlichen Lokalitäten in 2010 (oben) und 2011 (unten) erfasst wurden. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede im Artenreichtum (= die Artenzahlen in Lokalitäten mit dem gleichen

Buchstaben waren statistisch *nicht* unterschiedlich voneinander). Die Skalierung der y-Achse ist in beiden Diagrammen unterschiedlich.

Wie bei den Gesamtdichten zeigte die lokale Artenvielfalt - auf der Ebene der einzelnen Probe - ebenfalls eine starke negative Korrelation zum Breitengrad (Anhang 4, Tabelle A4-1), was auf ein höheres Artenreichtum in den nördlicheren Lokalitäten hinweist (Abb. 36, rechts). Die Abnahme der Artendiversität in südlicheren Breitengraden von sechs Arten auf King George Island bis zu zwei Arten an der Danco- und Grahamküste wird durch die Daten des vorliegenden Projekt bestätigt (Abb. 41, links). Wenn Daten aus der Literatur in dieser Analyse einfließen (Abb. 41, rechts), wird der Einfluss des Breitengrades weniger deutlich. Beiden Vorgehensweisen (Abb. 41, rechts und links) zeigen, dass die Collembolenfauna einer Lokalität, Deception Island, offensichtlich am artenreichsten ist. Dies scheint eine Anomalie zu sein, kann allerdings auch durch die besonderen klimatischen Bedingungen und den menschlichen Einfluss dort erklärt werden (siehe Deception Island im Diskussionskapitel).

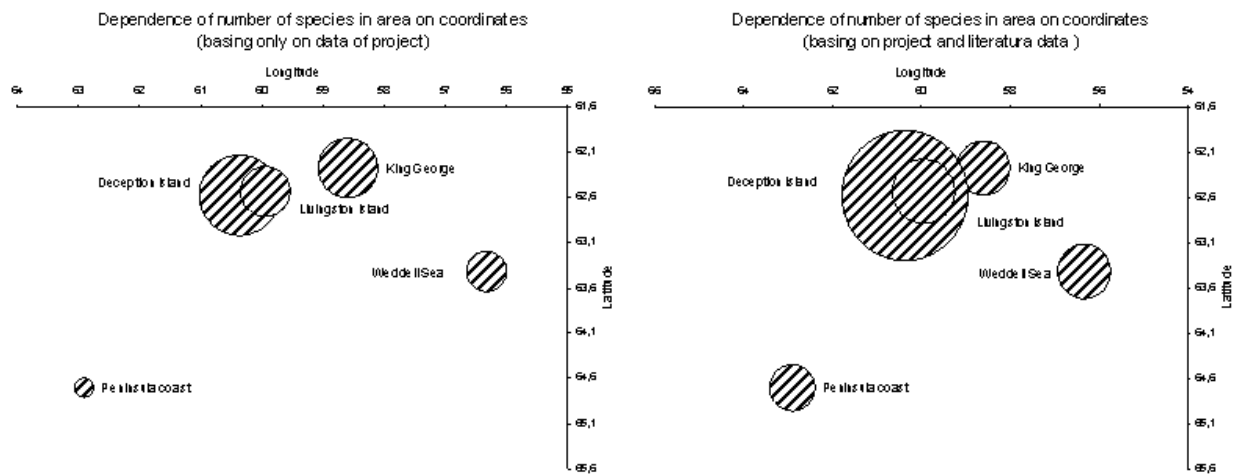


Abb. 41: Anzahl von Collembolenarten in verschiedenen Beprobungsgebieten auf der Basis der Daten des vorliegenden Projekts (links) sowie inklusive Literaturdaten (rechts). Der Durchmesser eines Kreises ist proportional zur Anzahl nachgewiesener Arten.

Die Wechselwirkung mit der Vegetationsbedeckung war beim Artenreichtum genauso stark wie bei den Gesamtdichten, mit hohen Korrelationskoeffizienten in beiden Untersuchungsjahren (0,521 im Jahr 2010 und 0,479 2011; Anhang 4, Tabelle A4-1). Dies weist darauf hin, dass artenreichere Collembolengemeinschaften unter dichter Vegetationsbedeckung vorkamen. Der Einfluss der Vegetationsbedeckung war am deutlichsten bei einheimischen Arten, während nicht-heimische Arten ein umgekehrtes Muster zeigten (Abb. 42; für eine Einteilung der Arten in einheimische und nicht-heimische Arten siehe Ergebnisse der einzelnen Arten). Dies zeigt, dass einheimische Arten abundanter in Proben mit stärkerer Vegetationsbedeckung waren, während nicht-heimische Arten eher nackte Böden bevorzugten. Gemäß den positiven Korrelationskoeffizienten bestimmte die Vegetationsbedeckung vermutlich den Grad des Artenreichtums sowie die Abundanzen einheimischer Collembolenarten in der maritimen Antarktis. Der genaue Artenreichtum der Vegetation spielte offensichtlich eine weniger bedeutende Rolle (Abb. 43): auf nackten Böden ohne Pflanzen kamen oft Gemeinschaften von 2-3 Collembolenarten vor, während sich selbst unter nur einer Pflanzenart Collembolengemeinschaften von 2-5 Arten entwickeln konnten. Der Gesamtartenreichtum korrelierte ebenfalls negativ mit gröberen sowie positiv mit feineren

Bodentexturen, jedoch nur im Jahr 2011 (Anhang 4, Tabelle A4-1). Die Bodenfeuchte beeinflusste offensichtlich ebenfalls den Gesamtartenreichtum der Collembola in beiden Jahren. Der Artenreichtum reagierte positiv mit der Quantität und Qualität des organischen Materials im Boden (besonders im Jahr 2010 mit signifikanten Korrelationskoeffizienten). Die durchschnittliche Anzahl von Collembolenarten war somit höher in nährstoffreicheren Böden. Die Reaktionen einzelner Arten hingen mit der Artgruppe zusammen: einheimische Arten folgten meist dem allgemeinen Trend einer positiven Reaktion auf den Nährstoffzustand des Bodens, während nicht-heimische Arten, z. B. *H. viatica* und *C. caecus*, hierauf negativ korrelierten (siehe unten). Der Gesamtartenreichtum der Collembolengemeinschaften wurde offensichtlich ebenfalls negativ durch den pH-Wert im Jahr 2010 beeinflusst.

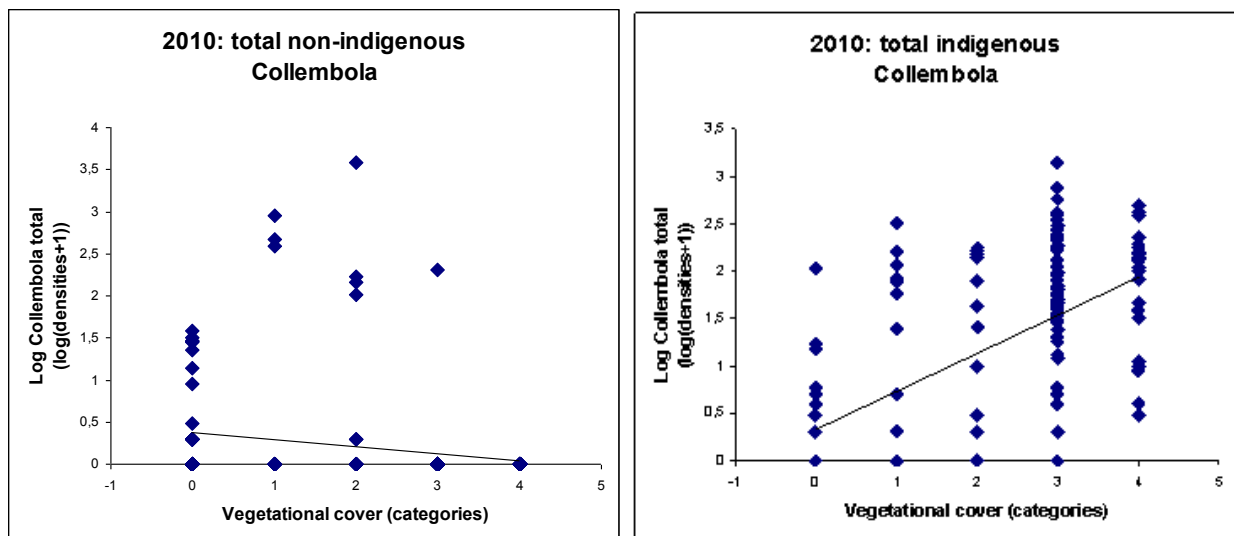


Abb. 42: Korrelation zwischen den im Jahr 2010 erfassten Gesamtdichten einheimischer (links) und nicht-heimischer Arten (rechts) mit der Vegetationsbedeckung. (Eine Definition der einheimischen und nicht-heimischen Arten siehe unter Ergebnisse der einzelnen Arten und Tabelle 8.)

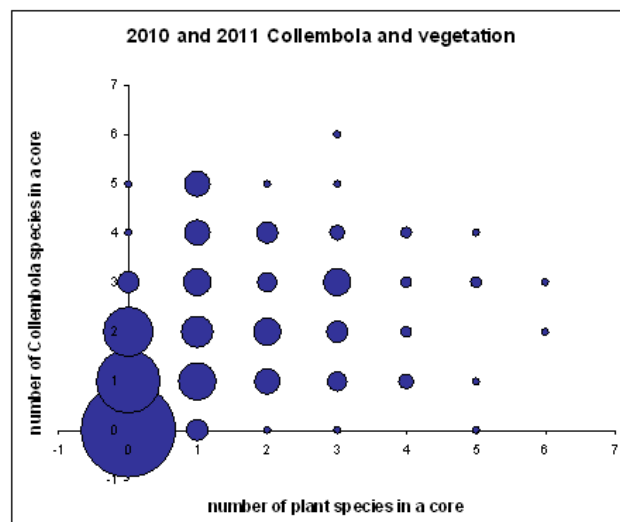


Abb. 43: Artenreichtum der Collembola und der Vegetation (das Quadrat der Kreisdurchmesser ist proportional zu der Vorkommensfrequenz einer Kombination von Artenanzahl der Collembola mit denen von Pflanzen).

Eine anthropogene Beeinflussung wirkte sich nicht immer auf den Gesamtartenreichtum aus. Lediglich im Jahr 2010 wurden signifikant mehr Arten in *nicht* durch Menschen beeinflussten Arealen beobachtet (Abb. 44; Anhang 5, Tabelle A5-4). In diesem Jahr war der menschliche Einfluss offensichtlich auf Whalers Bay (Deception Island) am stärksten.

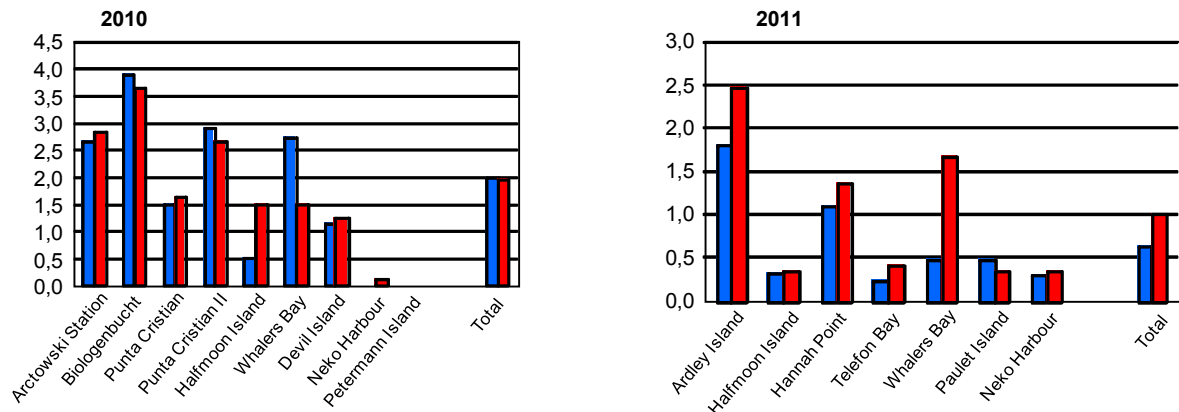


Abb. 44: Artenreichtum der Collembola (als durchschnittliche Artenzahl pro Areal), der in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurde.

3.4.1.2 Ergebnisse und Beschreibung der nachgewiesenen Arten

Die im vorliegenden Projekt determinierten Arten der Collembola sind mit ihrer systematischen Position (nach Janssens 2012) im Folgenden aufgelistet. Ihre durchschnittlichen Dichten in den verschiedenen Lokalitäten sind im Anhang 3, Tabelle A3-1 angegeben.

Poduromorpha

Hypogastruridae

Hypogastrura viatica (Tullberg, 1872)

Neanuridae

Frieseinae

Friesea grisea (Schäffer, 1891)

Friesea woyciechowskii Weiner, 1980

Tullbergiidae

Tullbergiinae

Tullbergia mixta Wahlgren, 1906

Stenaphorurinae

Mesaphorura macrochaeta Rusek, 1976

Onychiuridae

Onychiurinae

Deuteraphorura cebennaria (Gisin, 1956) *

Entomobryomorpha

Isotomidae

Anurophorinae

Cryptopygus antarcticus Willem, 1901

Cryptopygus badasa Greenslade, 1995

Cryptopygus caecus Wahlgren, 1906

Proisotominae

Archisotoma brucei (Carpenter, 1907)

Proisotoma minuta (Tullberg, 1871)

Isotominae

Folsomotoma octooculata (Willem, 1901)

* Arten, die im vorliegenden Projekt determiniert, aber getrennt durch den British Antarctic Survey beprobt wurden.

Die nachgewiesenen Arten können wie folgt zusammen gruppiert werden: einheimische Arten, die eine in der Antarktis und/oder Subantarktis weite Verbreitung aufweisen; einheimische antarktische Arten mit einer eher lokalen Verbreitung (lokale Endemite), sowie nicht-heimische Arten (Tabelle 8).

Tabelle 8: Einheimische und nicht-heimische Collembola der maritimen Antarktis.

Einheimische Arten	weit verbreitet	<i>Cryptopygus antarcticus</i> Willem, 1901 <i>Friesea grisea</i> (Schäffer, 1891) <i>Archisotoma brucei</i> (Carpenter, 1907)
	lokal verbreitet	<i>Cryptopygus badasa</i> Greenslade, 1995 <i>Tullbergia mixta</i> Wahlgren, 1906 <i>Friesea woyciechowskii</i> Weiner, 1980 <i>Folsomotoma octooculata</i> (Willem, 1901)
Nicht-heimische Arten	hoher Risikostatus	<i>Hypogastrura viatica</i> (Tullberg, 1872)
	mittlerer Risiko-status	<i>Protaphorura fimata</i> * (Gisin, 1952) <i>Folsomia candida</i> * Willem, 1902 <i>Mesaphorura macrochaeta</i> ** Rusek, 1976 <i>Proisotoma minuta</i> ** (Tullberg, 1871) <i>Deuteraphorura cebennaria</i> ** (Gisin, 1956)
Gruppenzugehörigkeit und Status unklar		<i>Cryptopygus caecus</i> *** Wahlgren, 1906

* Arten, die laut Literatur, jedoch nicht im vorliegenden Projekt in der maritimen Antarktis nachgewiesen wurden

** Arten, die im vorliegenden Projekt zum ersten Mal in der maritimen Antarktis nachgewiesen wurden

*** Arten, die zwischen einheimischen und nicht-heimischen Arten stehen (siehe Anmerkungen zu den einzelnen Arten).

Bezüglich der Gruppe der heimischen Arten muss angemerkt werden, dass tatsächlich nur zwei Arten bisher als durch die gesamte kontinentale Antarktis verbreitet bekannt sind: *Cryptopygus antarcticus* und *Friesea grisea*. Die Nachweise von *C. antarcticus* in der östlichen Antarktis wurden allerdings aufgrund ihrer Morphologie praktisch widerlegt (Deharveng 1981 und folgenden Publikationen), sodass diese Art aller Wahrscheinlichkeit nach nicht in der östlichen Antarktis vorkommt. Das Gleiche wurde durch Torricelli et. al. (2010) für *Friesea grisea* („die einzige Art, die für beide Hauptregionen des Kontinents beschrieben worden ist“) relativ gesichert bewiesen. Deshalb kommt wahrscheinlich bisher keine Collembolenart sowohl im westlichen (maritimen) als auch im östlichen Teil der Antarktis vor.

In den folgenden Kapiteln werden die einzelnen im vorliegenden Projekt nachgewiesenen Arten der Collembola zusammen mit Informationen zu ihrer bekannten Verbreitung beschrieben. Im Gegensatz zur Darstellung der im vorliegenden Projekt nachgewiesenen Arten der Acari (Milben; siehe Kap. 3.4.2), werden diese Aspekte aufgrund der relativ ähnlichen ökologischen Präferenzen der Collembolenarten in der Diskussion (s. Kap. 4) präsentiert. Die Arten sind im Folgenden gemäß ihrer in Tabelle 8 angegebenen Verbreitung gruppiert, wobei

neue und in der Antarktis potentiell nicht-heimische Arten am Ende des nächsten Kapitels beschrieben werden.

3.4.1.2.1 Einheimische Arten mit einer weiten Verbreitung in der Antarktis und Subantarktis

Cryptopygus antarcticus Willem, 1901

C. antarcticus wurde im vorliegenden Projekt in acht Lokalitäten nachgewiesen. Sie gehört zu der nominativen Unterart *antarcticus antarcticus*. Sie wurde aus einer Reihe von Lokalitäten der Gerlache Strait beschrieben, welche ca. 200 km südlich der Südlichen Shetlandinseln liegen (Augustus Island, Harry Island, Danco Territory, Brabant Island, Cap van Beneden, Ile de Cavelier de Cuverville, Wiencke Island und Bob Island). Die Art ist in der maritimen Antarktis weit verbreitet und kommt häufig auf den Südlichen Shetlandinseln vor. Früher wurde die Verbreitung dieser Art auf die östliche Antarktis begrenzt, mit einem breiteren Verständnis der Art erweiterte sich das Verbreitungsgebiet auf die ganze Subantarktis, allerdings ist die Identität dieser Populationen aufgrund von molekularen und morphologischen Unterschieden, die in modernen Studien gefundenen wurden, zweifelhaft (Stevens et al. 2005, Greenslade 2006, Deharveng 1981). In der östlichen Antarktis übernehmen andere Arten dieser Gattung (z. B. *C. cisantarcticus*, *C. sverdrupi*) oder gänzlich andere Collembolentaxa ihre Rolle. Nachweise der Verbreitung dieser Art sind in den Abb. 45 und Abb. 46 dargestellt. Jüngsten Erkenntnissen zufolge erstreckt sich ihr Verbreitungsgebiet von der Subantarktis bis auf die Antarktische Halbinsel. In der vorliegenden Studie wurde sie zum ersten Mal auf Hannah Point und Neko Harbour und somit weiter südlich als bislang nachgewiesen.

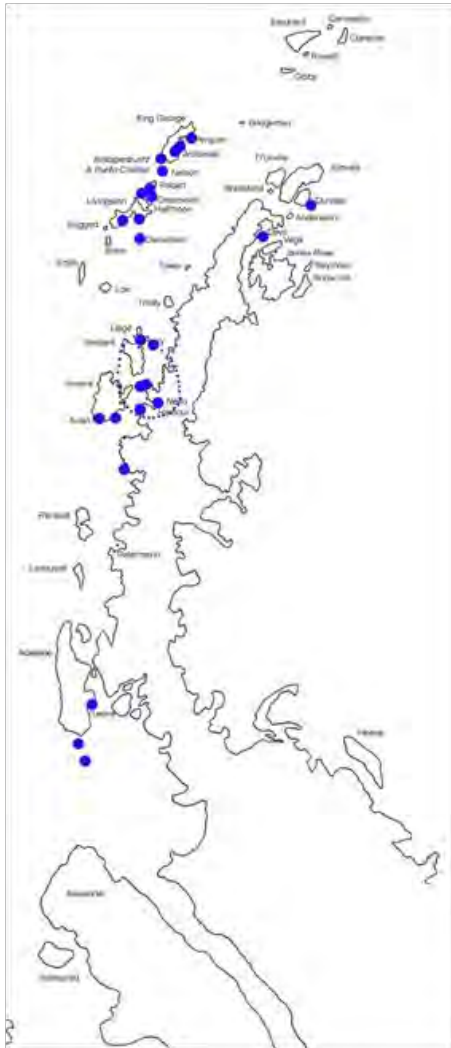


Abb. 45 (links): Nachweise von *C. antarcticus* entlang der Antarktischen Halbinsel (gestrichelte Linie = mögliche Typlokalität).

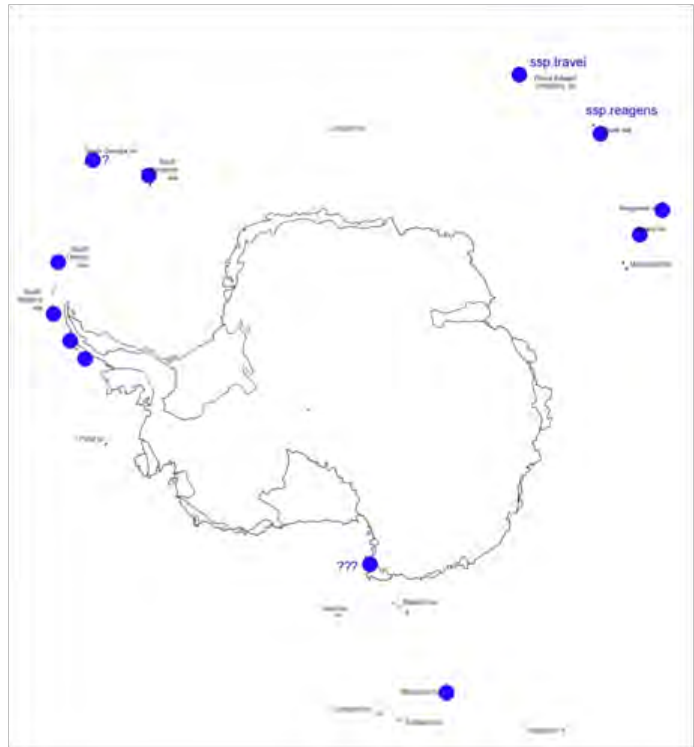


Abb. 46 (rechts): Nachweise von *C. antarcticus* durch die gesamte Antarktis und Subantarktis. „???“ = Nachweis ist unsicher.

Das Vorkommen von *C. antarcticus* korreliert in beiden Untersuchungsjahren insbesondere positiv mit der Menge an organischem Material im Boden, Bodenfeuchte sowie feinkörnigeren Bodensubstraten (Sänden) (Anhang 4, Tabelle A4-1). Im Jahr 2010 korrelierte die Art außerdem mit dem Breitengrad (= Lokalität), während sie im Jahr 2011 einen positiven Zusammenhang mit der Vegetationsbedeckung sowie eine negative Korrelation zum pH-Wert aufwies.

Diese Art wurde im Allgemeinen in höheren Dichten in durch Menschen nicht-beeinflussten Arealen erfasst. Allerdings war dies nur im Jahr 2011 signifikant oder wenn die Daten beider Untersuchungsjahre zusammen ausgewertet wurden (Abb. 47; Anhang 5, Tabelle A5-4).

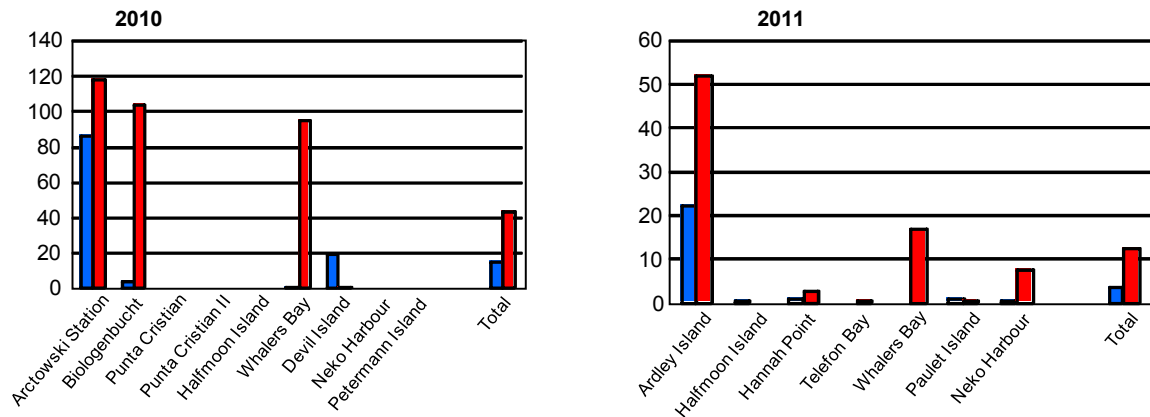


Abb. 47: In den anthropogen beeinflussten (blau) und nicht-beeinflussten (rot) Arealen vorgefundene Gesamtdichten von *C. antarcticus* (in Individuen je 100 cm³ Substrat) in beiden Untersuchungsjahren.

Durch das Herausfiltern verschiedener Hintergrundparameter offenbarte die Kovarianzanalyse ähnliche Ergebnisse wie die reine Varianzanalyse (Abb. 48 und Abb. 49). Im Jahr 2011 konnte ein signifikanter Zusammenhang zwischen den Dichten von *C. antarcticus* und Vegetationsbedeckung gezeigt werden (Abb. 49; Anhang 6, Tabelle A6-1), mit signifikant höheren Dichten bei mittlerer Vegetationsbedeckung. In beiden Jahren konnte eine signifikante Interaktion zwischen menschlicher Beeinflussung und Vegetationsbedeckung gezeigt werden (Anhang 6, Tabelle A6-1), wobei signifikant höhere Dichten in nicht-beeinflussten Arealen mit niedriger bis mittlerer Vegetationsbedeckung vorgefunden wurden.

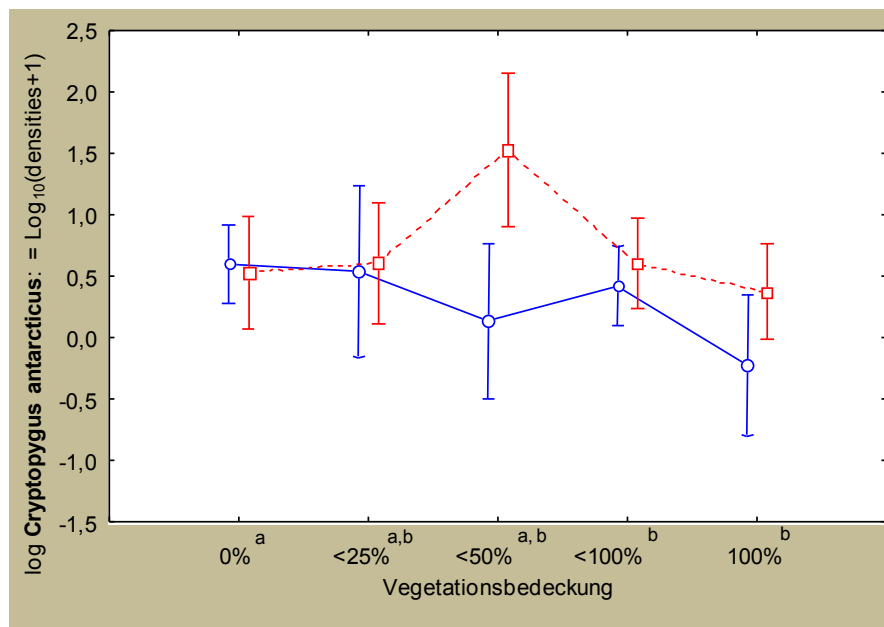


Abb. 48: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 vorgefundenen Dichten von *C. antarcticus* nachdem verschiedene Hintergrundparameter herausgefiltert wurden. Bilderläuterung siehe Abb. 39.

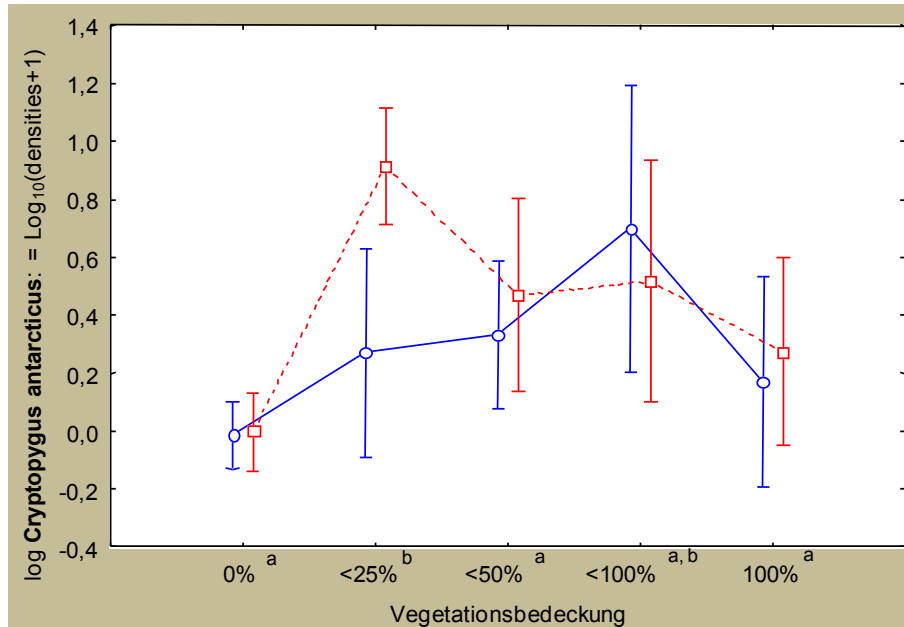


Abb. 49: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2011 vorgefundenen Dichten von *C. antarcticus* nachdem verschiedene Hintergrundparameter herausgefiltert wurden. Bilderläuterung siehe Abb. 39.

Friesea grisea (Schäffer, 1891)

Diese Art wurde in den gegenwärtigen Untersuchungen ebenfalls in acht Lokalitäten nachgewiesen. Die unvollständige Erstbeschreibung dieser Art stammt Südgeorgien. Viele Nachweise und neuere Beschreibungen aus anderen Lokalitäten folgten (siehe Greenslade 2010). Trotz vieler neuer Aufsammlungen wurde die Art bisher in Südgeorgien nicht wieder gefunden. Die wahre Identität dieser Art in der maritimen Antarktis bleibt zweifelhaft. Eine mögliche alternative Bezeichnung für die Nachweise von *Friesea grisea* ist *Friesea antarctica* (Willem, 1901), die als *Achorutooides antarcticus* aus südlicheren Gebieten beschrieben wurde. Die Art ist weit verbreitet in der maritimen Antarktis und ist häufig auf den Südlichen Shetlandinseln. Bislang ist sie die einzige "pan-antarktische" Art der Collembola, die sowohl aus der westlichen als auch der östlichen Antarktis nachgewiesen wurde. Allerdings konnte ein großer molekularer Unterschied zwischen westlichen und östlichen Populationen dieser Art gezeigt werden, was die echte Verbreitung von *F. grisea* eingrenzt (Torricelli et al. 2010). Auf den Grundlagen modernen Wissens wird diese Art vermutlich den Status einer westantarktischen Art bekommen. Im Gegensatz zu *C. antarcticus*, wurde *F. grisea* in der Subantarktis nicht nachgewiesen (mit Ausnahme von Südgeorgien). Auszeichnungen ihrer Verbreitung sind in Abb. 50 und Abb. 51 gezeigt.

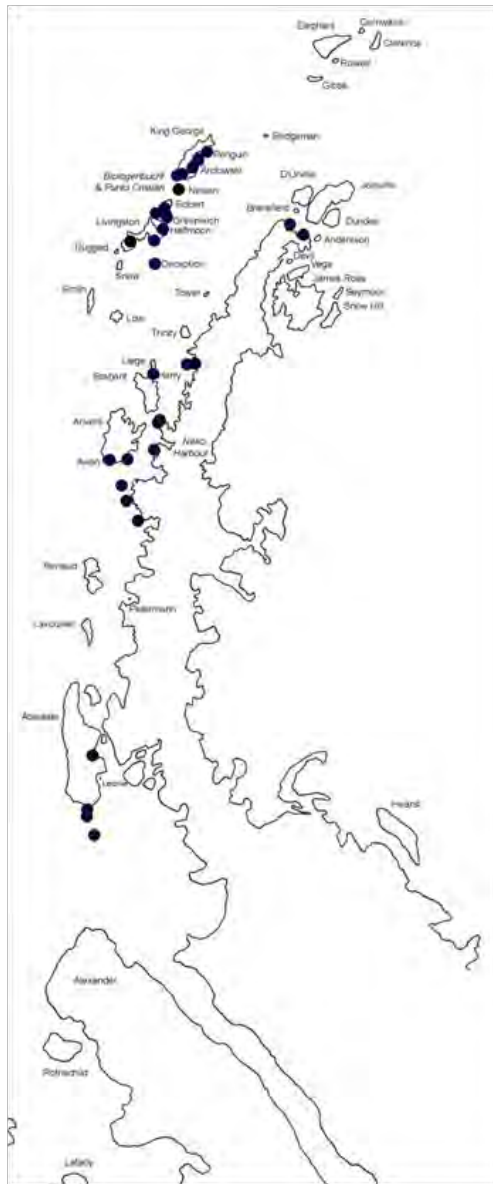


Abb. 50 (links): Nachweise von *F. grisea* in der maritimen Antarktis.

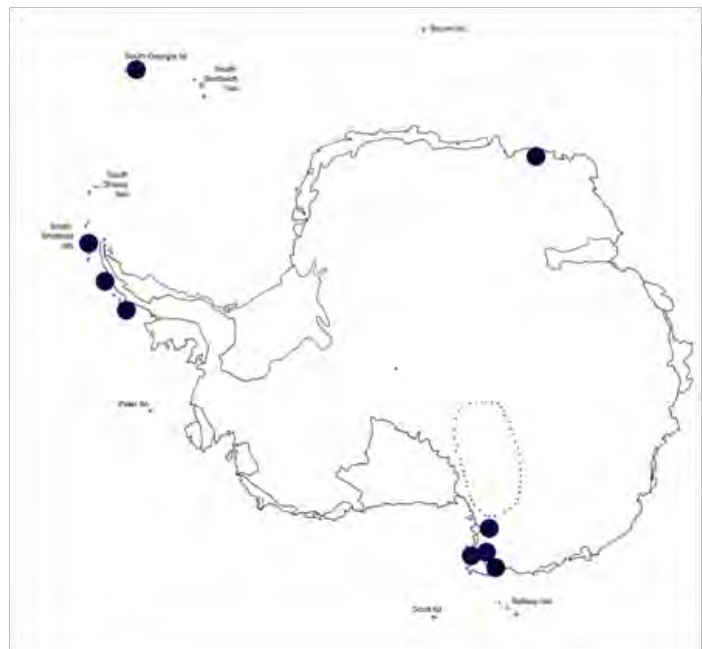


Abb. 51 (rechts): Nachweise von *F. grisea*. Das Gebiet auf Victoria Land, wo die Art sicher nicht vorkommt (Untersuchungen hier haben stattgefunden), ist mit einer gestrichelten Linie markiert.

F. grisea korrelierte in beiden Untersuchungsjahren zum Breitengrad (= Lokalität), sowie positiv zu Vegetationsbedeckung und Bodenfeuchte und negativ zu grobkörnigen Substraten (Kiese) (Anhang 4, Tabelle A4-1). Im Jahr 2010 korrelierte die Art weiterhin positiv zu den verschiedenen Parametern bezüglich Quantität und Qualität des organischen Materials (C/N-Verhältnis) der beprobten Böden. 2011 korrelierten sie weiterhin positiv zu feinkörnigen Substraten (Sände) sowie negativ zu Boden-pH.

Der menschliche Einfluss auf die Abundanzen dieser Art hing von der Lokalität ab. In manchen Lokalitäten kam sie in höheren Dichten in den anthropogen beeinflussten Arealen vor, während in anderen Lokalitäten die höchsten Dichten in den unbeeinflussten Arealen vorgefunden wurden. Deshalb konnten insgesamt kein statistisch signifikanter Einfluss menschlicher Aktivität durch die Varianzanalysen nachgewiesen werden (Abb. 52; Anhang 5, Tabelle A5-4).

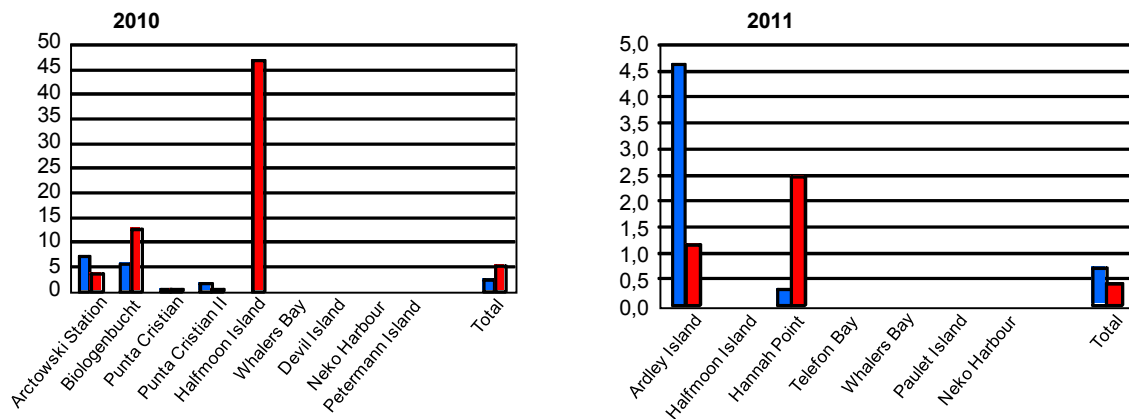


Abb. 52: In den anthropogen beeinflussten (blau) und nicht-beeinflussten (rot) Arealen vorgefundene Gesamtdichten von *F. grisea* (in Individuen je 100 cm³ Substrat) in den zwei Untersuchungsjahren.

Im Gegensatz zu den Varianzanalysen konnten die Kovarianzanalysen einen statistisch signifikanten Effekt menschlichen Einflusses auf die Gesamtdichten von *F. grisea* in beiden Jahren aufzeigen (Abb. 53 und Abb. 54; Anhang 6, Tabelle A6-1), wobei höhere Dichten in den anthropogen *nicht*-beeinflussten Arealen nachzuweisen waren. Im Jahr 2011 waren die Dichten dieser Art weiterhin signifikant höher bei mittelhoher Vegetationsbedeckung (Anhang 6, Tabelle A6-1). In diesem Jahr konnte eine signifikante Interaktion zwischen Vegetationsbedeckung und anthropogenem Einfluss auf die Dichten von *F. grisea* festgestellt werden (Anhang 6, Tabelle A6-1), wobei signifikant höhere Dichten besonders in Proben der nicht-beeinflussten Areale mit mittelhoher Vegetationsbedeckung zu finden waren.

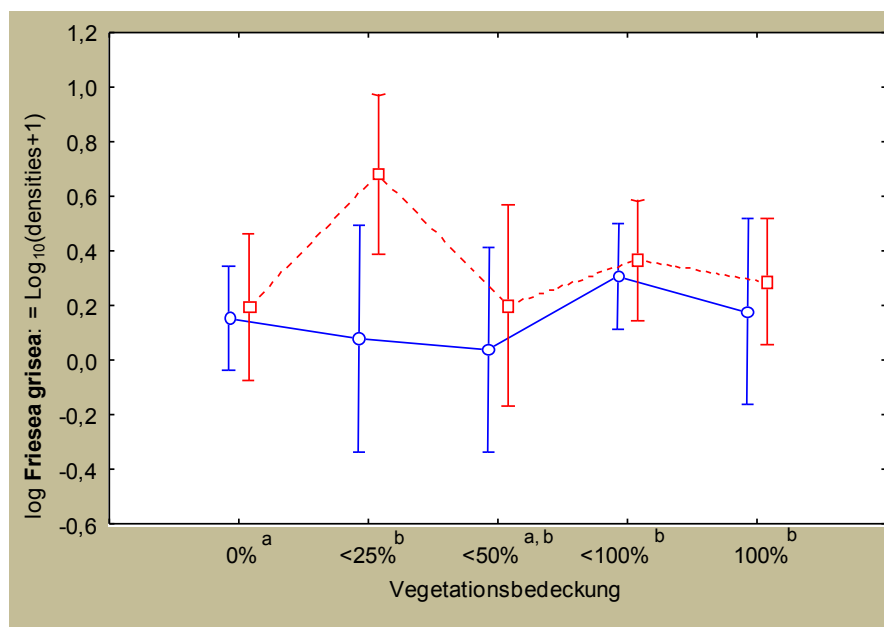


Abb. 53: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 vorgefundenen Dichten von *F. grisea* nachdem verschiedene Hintergrundparameter herausgefiltert wurden. Bilderläuterung siehe Abb. 39.

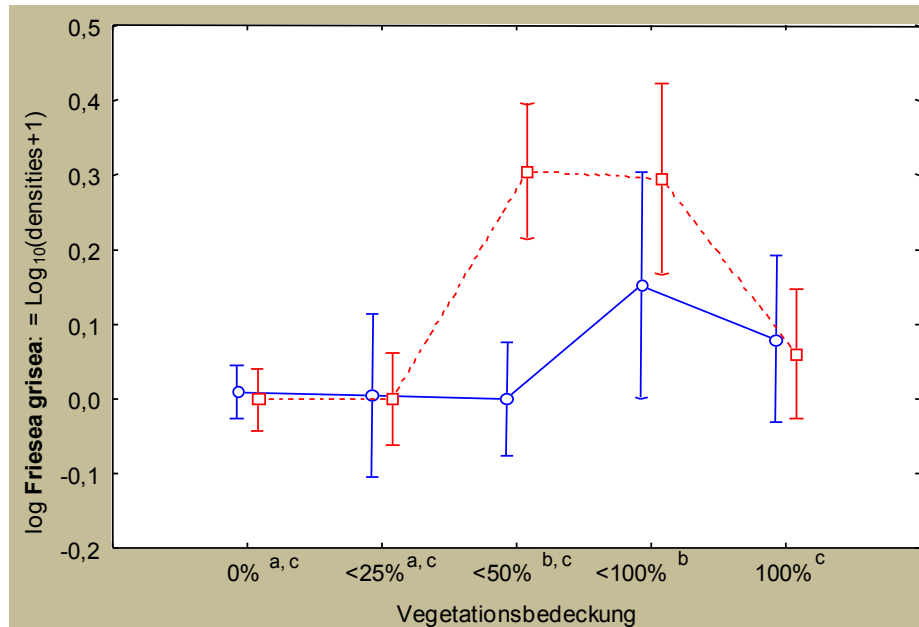


Abb. 54: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2011 vorgefundenen Dichten von *F. grisea* nachdem verschiedene Hintergrundparameter herausgefiltert wurden. Bilderläuterung siehe Abb. 39.

Archisotoma brucei (Carpenter, 1907)

A. brucei wurde während dieser Studie in zwei Lokalitäten gefunden. Die Verteilung ähnelt der von *C. caecus*, die aus der Subantarktis weit bekannt ist jedoch weniger in der Antarktis selber; *C. caecus* wurde z. B. auf Neuseeland gefunden. *A. brucei* wurde zuerst von Laurie Island (Südliche Orkneyinseln) beschrieben. Sie ist eine litorale Art, was vermutlich ihre Seltenheit in den gegenwärtigen Proben erklärt. Auszüge ihrer Verbreitung sind in Abb. 55 und Abb. 56 gezeigt. In den vorliegenden Untersuchungen wurde die Art zum ersten Mal auf Devil Island nachgewiesen.

Der Nachweis von *A. brucei* korreliert nur im Jahr 2010 mit Habitatparametern (Anhang 4, Tabelle A4-1), die einen Hinweis auf die Lokalität geben (z. B. Beprobungsdatum). Im Gegensatz zu fast alle anderen Collembolenarten korrelierte *A. brucei* in diesem Jahr positiv zum pH-Wert und negativ zu feinkörnigeren Bodentexturen (z. B. positiv zu Schluff/Ton und negativ zu Mittelsand).

Da diese Art lediglich mit wenigen Individuen erfasst wurde, konnte keine statistische Analyse eines potentiellen anthropogenen Einflusses auf ihre Abundanzen durchgeführt werden.



Abb. 55 (links): Nachweise von *A. brucei* in der maritimen Antarktis.

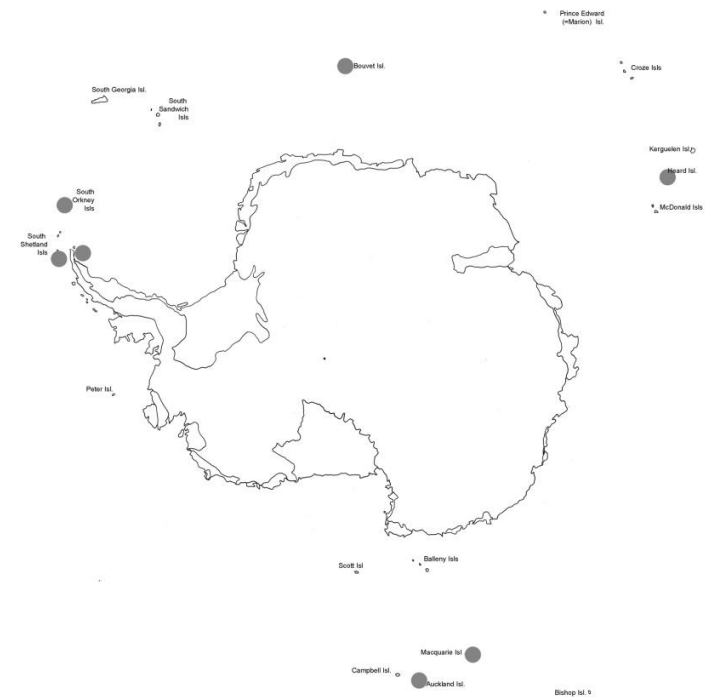


Abb. 56 (rechts): Nachweise von *A. brucei* durch die gesamte Antarktis und Subantarktis.

3.4.1.2.2 Eher lokal verbreitete einheimische antarktische Arten

Cryptopygus badasa Greenslade, 1995

Diese Art wurde im vorliegenden Projekt in acht Lokalitäten nachgewiesen. Die Art wurde zum ersten Mal von Livingston Island (Südlichen Shetlandinseln) beschrieben. Danach wurde sie selten im westlichen Teil der maritimen Antarktis erfasst und z. B. auf den Südlichen Orkneyinseln, den Südlichen Sandwichinseln oder auf Bouvet Island gar nicht erfasst. Sie zeigt nur eine lokale Verbreitung in Teilen der maritimen Antarktis. Es kann angenommen werden, dass ältere Nachweise von *C. antarcticus* aus der maritimen Antarktis sich eigentlich auf diese Art beziehen. *C. badasa* hat viele gemeinsame morphologische Merkmale mit *C. antarcticus*, unterscheidet sich jedoch durch ihre geringere Größe, blassere Färbung und den schlankeren Körper. Angaben zur Verteilung von *C. badasa* sind in Abb. 57 und Abb. 58 dargestellt. Die Art wurde in der gegenwärtigen Studie zum ersten Mal auf Devil Island und Hannah Point nachgewiesen.



Abb. 57 (links): Nachweise von *C. badasa* in der maritimen Antarktis.

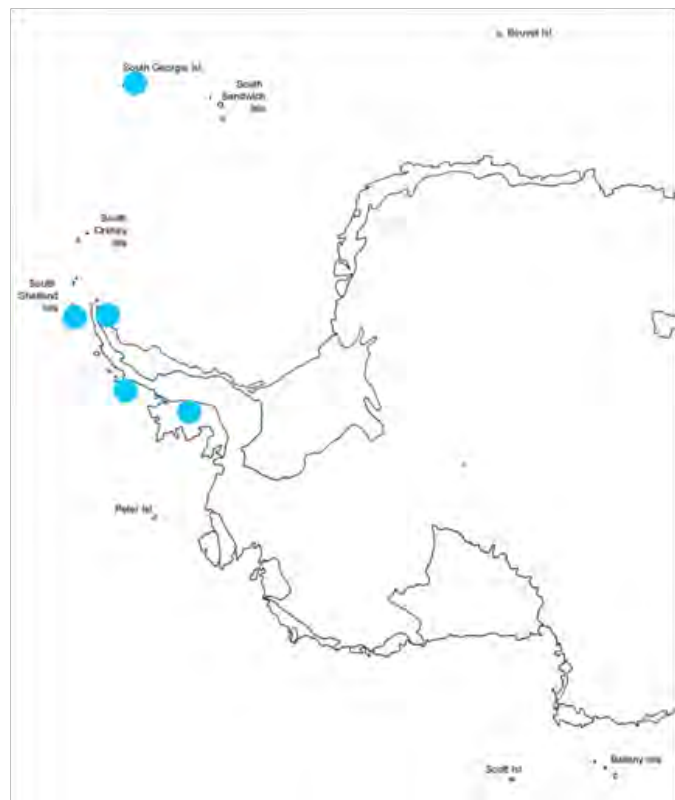


Abb. 58 (rechts): Nachweise von *C. badasa* in der Antarktis und Subantarktis.

C. badasa korreliert in beiden Jahr stark zu Faktoren, die sich auf die Lokalität beziehen (z. B. Probedatum, Breitengrad) wie auch positiv zur Vegetationsbedeckung (Anhang 4, Tabelle A4-1). Im Jahr 2010 korrelierte sie weiterhin positiv zu Faktoren bezüglich der Menge und Qualität des organischen Materials in den beprobten Böden wie auch negativ zur Temperatur. Im Jahr 2011 korrelierte sie positiv zur Bodenfeuchte.

Obwohl die Art oft in hohen Individuenzahlen in den nicht-beeinflussten Arealen erfasst wurde, war aufgrund der hohen Variabilität zwischen den einzelnen Proben ein menschlicher Einfluss auf ihr Dichten statistisch nicht signifikant (Abb. 59; Anhang 5, Tabelle A5-4).

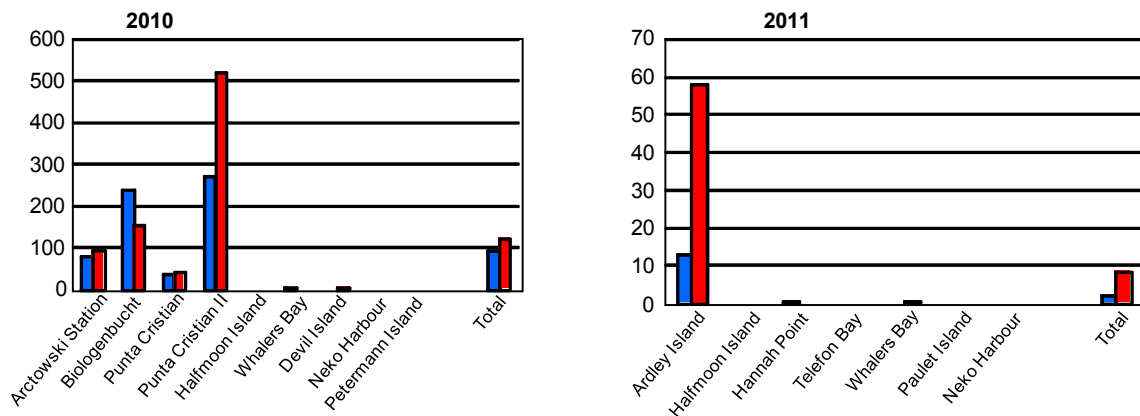
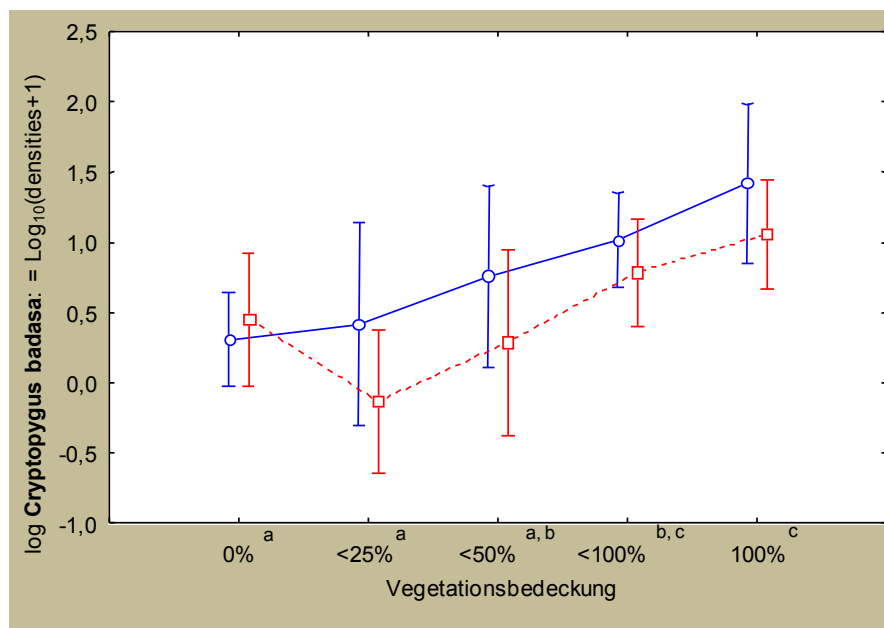


Abb. 59: In den zwei Untersuchungsjahren erfassten Gesamtdichten von *C. badasa* (in Individuen je 100 cm³ Substrat) in den anthropogen beeinflussten (blau) und nicht-beeinflussten (rot) Arealen.

Demgegenüber erbrachten die Kovarianzanalysen Ergebnisse, die etwas widersprüchlich zu den reinen Varianzanalysen ausfielen. So zeigte das herausfiltern verschiedener Habitatparameter signifikant höhere Dichten von *C. badasa* bei mittlerer und hoher Vegetationsbedeckung (Abb. 60 und Abb. 61; Anhang 6, Tabelle A6-1). Im Jahr 2011 wiesen diese Analysen weiterhin auf signifikant höhere Dichten von *C. badasa* in den anthropogen beeinflussten Arealen hin, wobei diese meist bei mittelhoher Vegetationsbedeckung vorkamen.



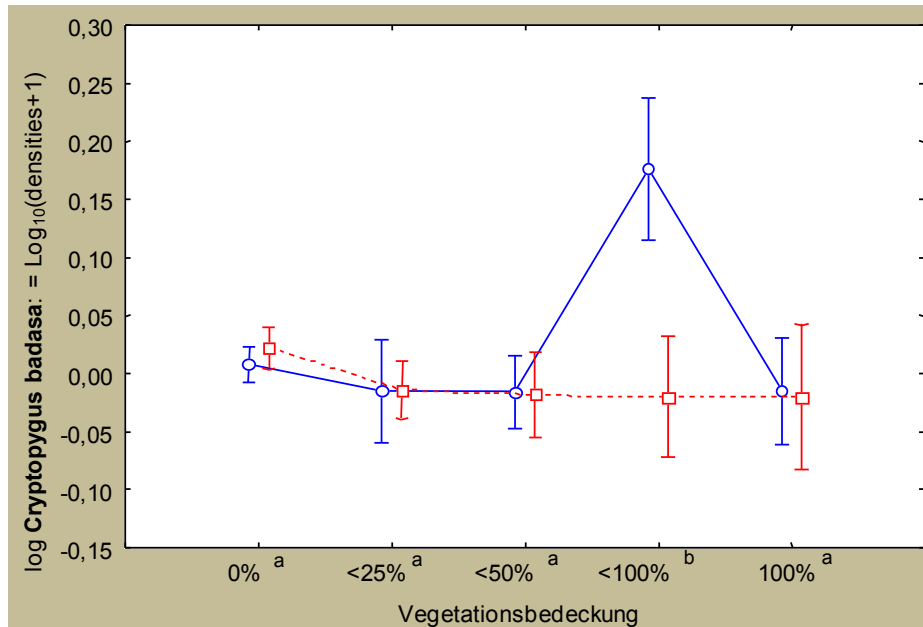


Abb. 61: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der 2011 erfassten Dichten von *C. badasa*. Bilderläuterung siehe Abb. 39.

Tullbergia mixta Wahlgren, 1906

Diese Art wurde in sechs Lokalitäten dieser Studie erfasst, fünf davon auf King George Island. Sie wurde zum ersten Mal von Nelson Island (Südliche Shetlandinseln) beschrieben. Nach der Meinung von Greenslade (2010) wurde von King George Island wahrscheinlich als *T. mediantarctica* falsch bestimmt. Diese Art ist nachweislich ein Endemit der Südlichen Shetlandinseln. Ihre bekannten Fundorte sind in Abb. 62 wiedergegeben.

T. mixta korrelierte mit Faktoren bezüglich Lokalität wie auch positiv zu Vegetationsbedeckung in beiden Jahren (Anhang 4, Tabelle A4-1). Im Jahr 2010 korrelierte sie weiterhin positiv zu den Mengen und der Qualität des organischen Materials der Böden und 2011 positiv mit der Bodenfeuchte. Die Korrelationsergebnisse bezüglich der Bodentemperatur waren allerdings widersprüchlich, mit einer negativen Korrelation im Jahr 2010 und einer positiven Korrelationen 2011.

Diese Art wurde häufiger in höheren Individuenzahlen in den anthropogen nicht-beeinflussten Arealen erfasst. Eine menschliche Beeinflussung ihrer Dichten war nur im Jahr 2011 statistisch signifikant oder wenn beide Jahre zusammen ausgewertet wurden (Abb. 63; Anhang 5, Tabelle A5-4). Die Kovarianzanalysen zeigten vor allem signifikant höheren Dichten von *T. mixta* bei höherer Vegetationsbedeckung im Jahr 2010 (Abb. 64; Anhang 6, Tabelle A6-1).



Abb. 62: Nachweise von *T. mixta* in der maritimen Antarktis

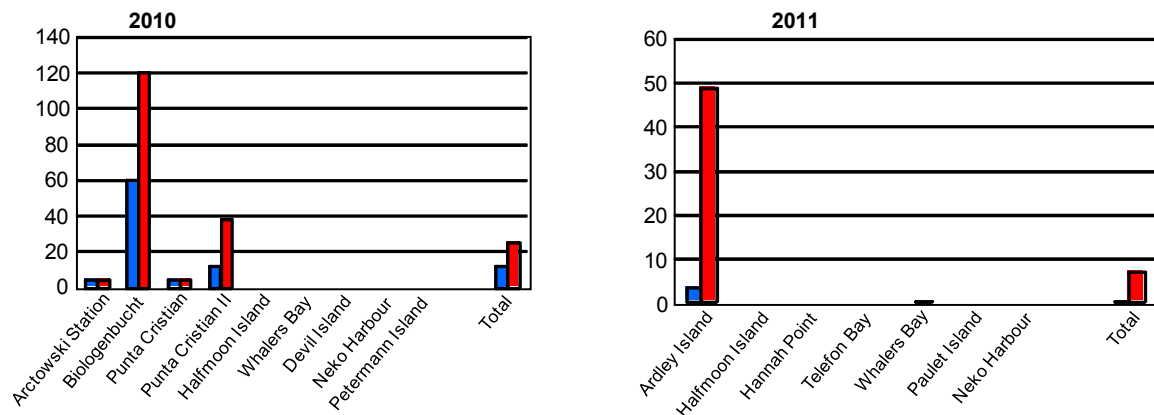


Abb. 63: In den zwei Untersuchungsjahren erfasste Gesamtdichten von *T. mixta* (in Individuen je 100 cm³ Substrat) in den anthropogen beeinflussten (blau) und nicht-beeinflussten (rot) Arealen.

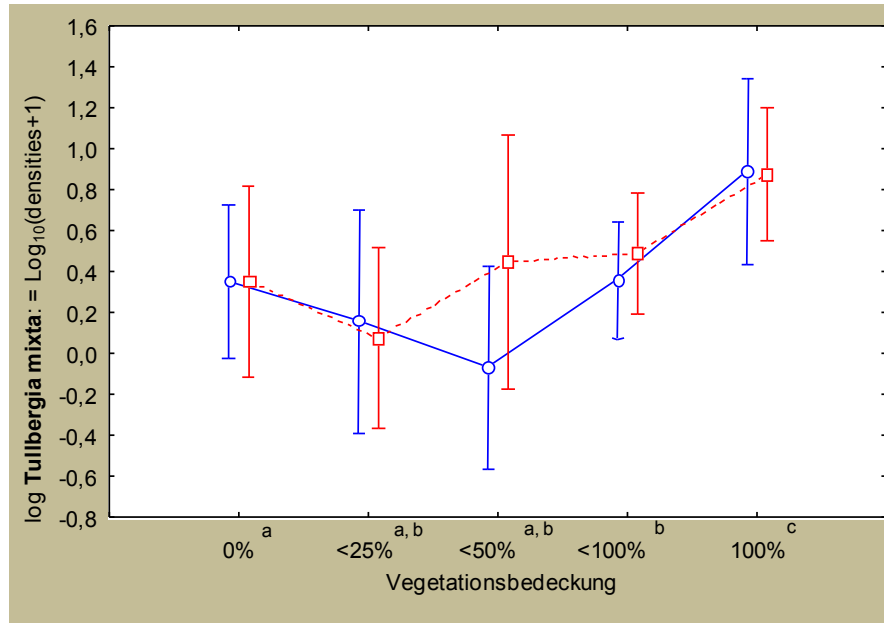


Abb. 64: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der 2010 erfassten Dichten von *T. mixta*. Bilderläuterung siehe Abb. 39

Friesea woyciechowskii Weiner, 1980

Die Art wurde in der vorliegenden Studie nur mit drei Individuen nachgewiesen und ist wahrscheinlich endemisch in den wärmeren Gebieten der maritimen Antarktis (Südliche Shetlandinseln und Südliche Orkneyinseln). Sie wurde zum ersten Mal von King George Island beschrieben. Für ihre bekannten Fundorte siehe Abb. 65 und Abb. 66.

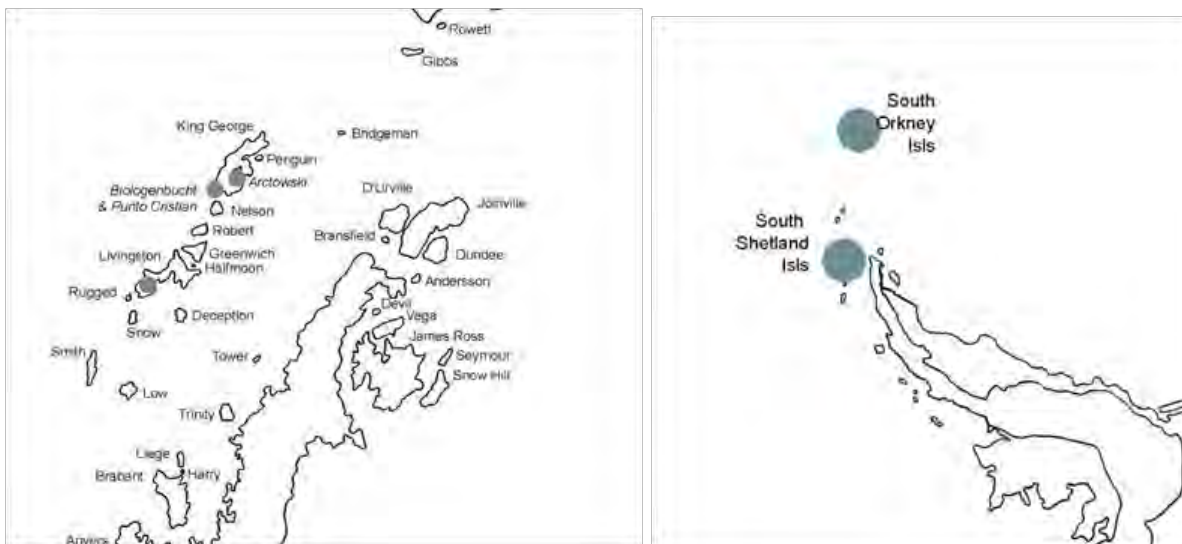


Abb. 65 (links): Nachweise von *F. woyciechowskii* in den Südlichen Shetlandinseln.

Abb. 66 (rechts): Nachweise von *F. woyciechowskii* in der maritimen Antarktis.

F. woyciechowskii wurde in dieser Studie nur im Jahr 2010 erfasst. In diesem Jahr korrelierte ihr Vorkommen nur mit dem Beprobungsdatum (Anhang 4, Tabelle A4-1), was vermutlich die Lokalität widerspiegelt. Sie wurde stets in höheren Abundanzen in den anthropogen nicht-beeinflussten Arealen gefunden, jedoch war dies aufgrund der hohen Variabilität zwischen den einzelnen Proben statistisch nicht signifikant (Abb. 67; Anhang 5, Tabelle A5-4).

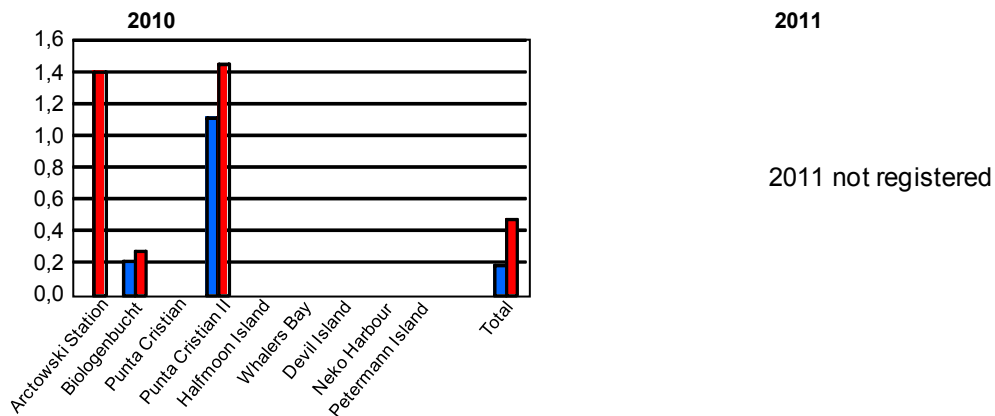


Abb. 67: Im Jahr 2010 erfassten Gesamtdichten von *F. woyciechowskii* (in Individuen je 100 cm³ Substrat) in den anthropogen beeinflussten (blau) und nicht-beinflussten (rot) Arealen.

Folsomotoma octooculata (Willem, 1901)

F. octooculata wurde in dieser Studie in sechs Lokalitäten erfasst. Sie wurde als *Isotoma octooculata* durch Willem (1901) von Harry Island, von Beneden Head, von Danco Island und von Cavelier de Cuverville Island (alle in Gerlache Strait) beschrieben. Sie wurde bisher nur in der maritimen Antarktis nachgewiesen, inklusive den Südlichen Shetlandinseln und den Südlichen Orkneyinseln, und kann als eine in der maritimen Antarktis heimische Art betrachtet werden. Für die bisher bekannten Nachweise siehe Abb. 68 und Abb. 69.

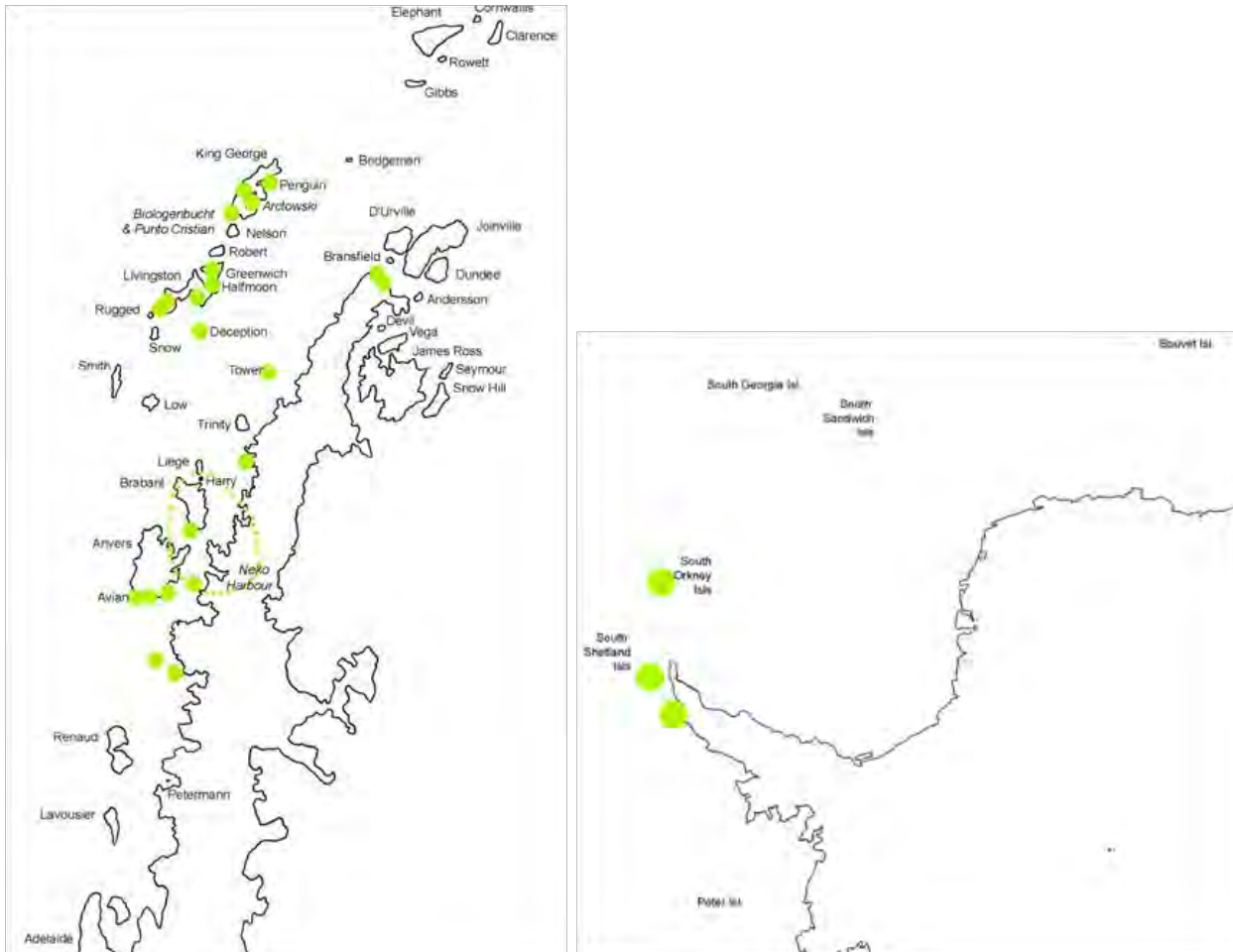


Abb. 68 (links): Fundorte von *F. octooculata* in der maritimen Antarktis. Gebiete mit der wahrscheinlichen Typenlokation durch gestrichelte Linie markiert.

Abb. 69 (rechts): Nachweise von *F. octooculata* in der Antarktis und Subantarktis.

Diese Art korrelierte ebenfalls mit dem Breitengrad, wie auch positiv zur Vegetationsbedeckung in beiden Untersuchungsjahren (Anhang 4, Tabelle A4-1). Sie zeigte ein positives Verhältnis zu den Mengen von organischem Material wie auch ein negatives Verhältnisse zu feinkörnigen Substraten (Sande) im Jahr 2010 sowie 2011 ein positives Verhältniss zur Bodenfeuchte. Die Korrelationen mit der Bodentemperatur waren widersprüchlich, mit einer negativen Korrelation im Jahr 2010 und 2011 einem positiven Korrelationskoeffizient.

F. octooculata wurde in höheren Abundanzen in den von Menschen nicht-beeinflussten Arealen erfasst (Abb. 70). Allerdings war dies nicht immer der Fall und die Art wurde in höheren Dichten in den anthropogen beeinflussten Arealen einzelner Lokalitäten vorgefunden. Aufgrund dieser lokalität-spezifischen Unterschiede zwischen den anthropogen beeinflussten und nicht-beeinflussten Arealen konnte kein statistisch signifikanter menschlicher Einfluss auf ihre Dichten festgestellt werden (Anhang 5, Tabelle A5-4).

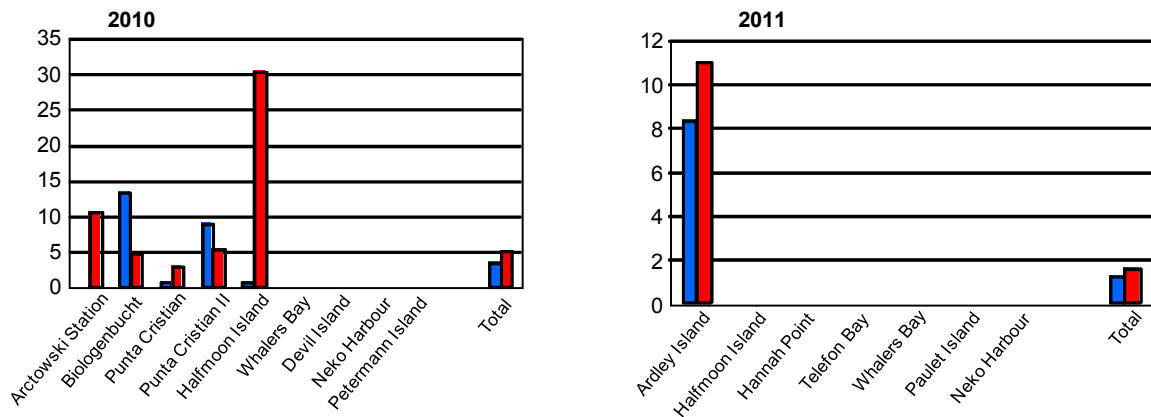


Abb. 70: Im Jahr 2010 erfassten Gesamtdichten von *F. octoculata* (in Individuen je 100 cm³ Substrat) in den anthropogen beeinflussten (blau) und nicht-beinflussten (rot) Areale.

Durch die Kovarianzanalysen konnte festgestellt werden, dass bei Betrachtung aller Lokalitäten *F. octoculata* im Jahr 2011 in signifikant höheren Dichten vorkam, wenn die Vegetationsbedeckung praktisch 100 % betrug (Abb. 71; Anhang 6, Tabelle A6-1).

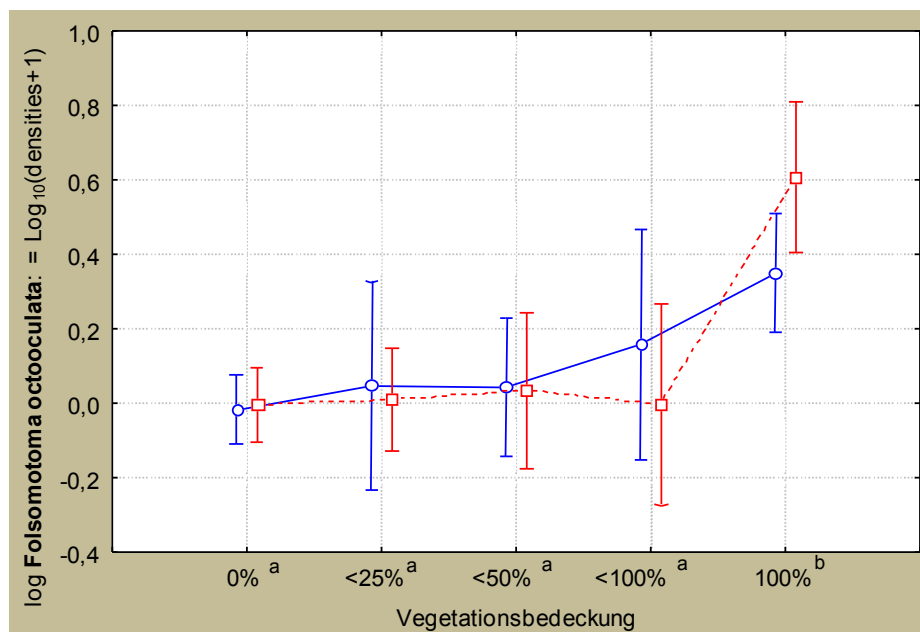


Abb. 71: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der 2011 erfassten Dichten von *F. octoculata*. Bilderläuterung siehe Abb. 39.

3.4.1.2.3 Potenziell eingeschleppte nicht-heimische Arten

Hypogastrura viatica (Tullberg, 1872)

H. viatica ist eine kosmopolitisch verbreitete Art, die zum ersten Mal aus Schweden beschrieben wurde. In dieser Studie wurde sie in vier Lokalitäten nachgewiesen (Abb. 72). Die Beprobung 2011 bestätigte die Nachweise dieser Art aus 2011 in den Lokalitäten, die in beiden Jahren untersucht wurden: Whalers Bay, Neko Harbour und Halfmoon Island. Die Ausbreitungsfähigkeiten dieser Art sind in der Diskussion detailliert beschrieben. Für ihre Nachweise in der Antarktis und Subantarktis siehe Abb. 73.

H. viatica zeigte lediglich im Jahr 2010 signifikante Korrelationen zu Habitatfaktoren (Anhang 4, Tabelle A4-1). Die negativen Korrelationen zu Beprobungsdatum und Breitengraden

widerspiegeln schlicht die Lokalität. Im Gegensatz zu fast allen anderen Arten der Collembola zeigte diese Art interessanterweise positive Korrelationen zu Bodentemperatur wie auch negative Korrelationen zu den Mengen und der Qualität des organischen Materials im Boden. Allerdings stellt dies wahrscheinlich nicht ihre wahren Habitatpräferenzen dar, sondern reflektiert nur die Bedingungen auf Deception Island, wo die Art besonders abundant vorkam.

Insgesamt kam diese Art in signifikant höheren Dichten in den anthropogen nicht-beeinflussten Arealen vor (Abb. 74; Anhang 5, Tabelle A5-4). Allerdings wurden diese Ergebnisse stark durch ihre sehr hohen Dichten in Whalers Bay (Deception Island) beeinflusst, wo sie besonders abundant in den von Menschen nicht-beeinflussten Arealen vorkam.

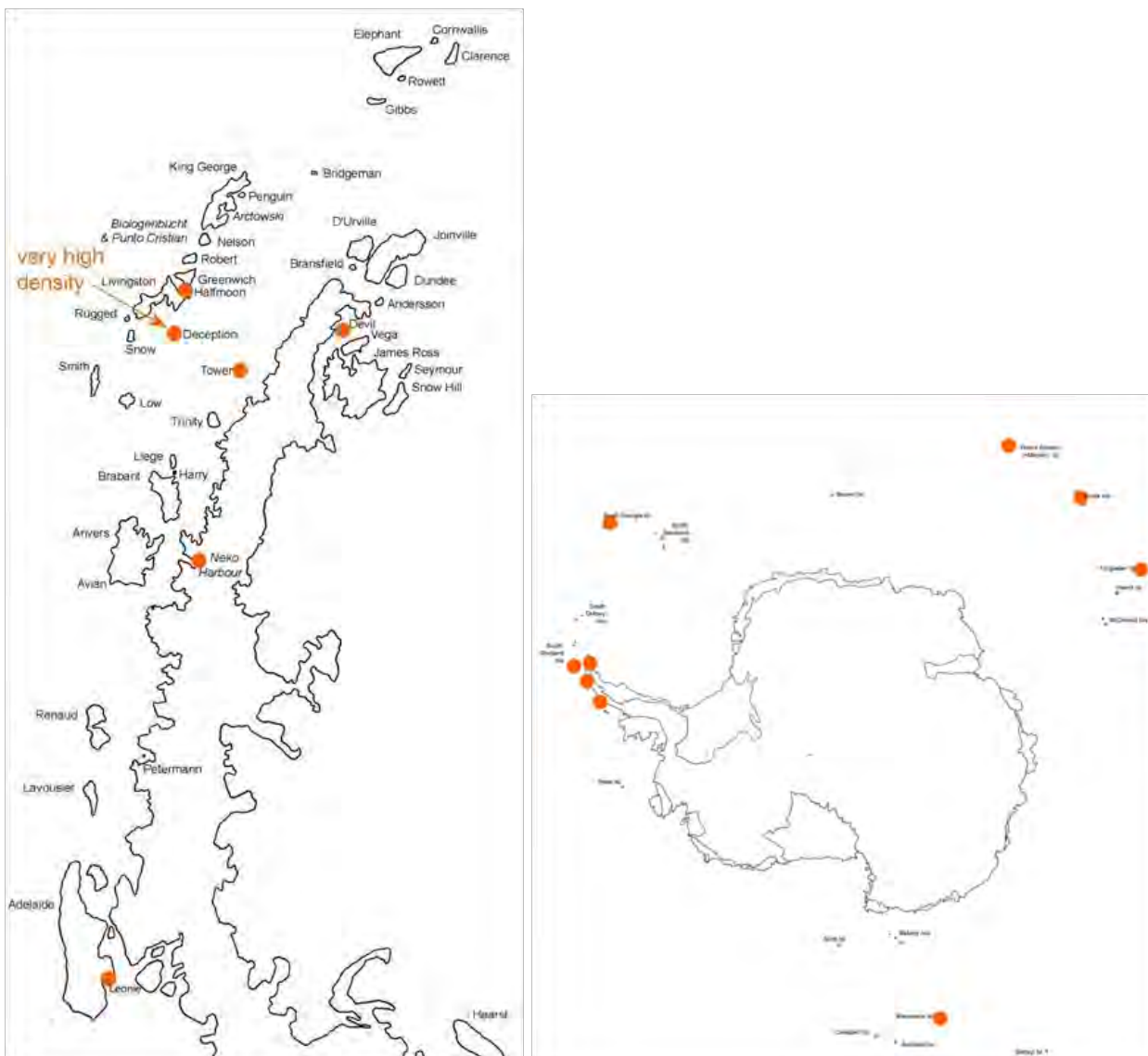


Abb. 72 (links): Nachweise von *H. viatica* in der maritimen Antarktis.

Abb. 73 (rechts): Nachweise von *H. viatica* in der gesamten Antarktis und Subantarktis.

Beim Herausfiltern der Habitatparameter offenbarte die Kovarianzanalysen, dass *H. viatica* in beiden Jahren in signifikanter höheren Dichten bei mittlerer bis hoher Vegetationsbedeckung vorkam (Abb. 75 und Abb. 76; Anhang 6, Tabelle A6-1)

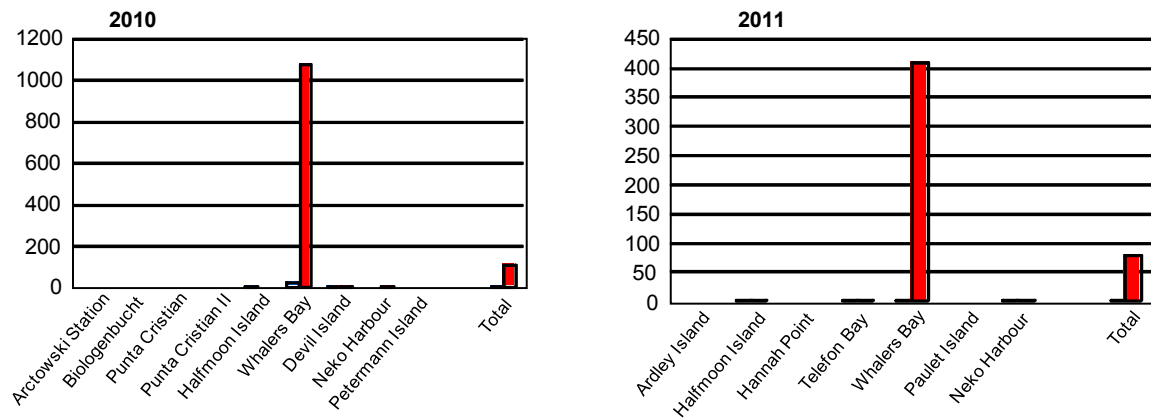


Abb. 74: im Jahr 2010 erfassten Gesamtdichten von *H. viatica* (in Individuen je 100 cm³ Substrat) in den anthropogen beeinflussten (blau) und nicht-beinflussten (rot) Arealen.

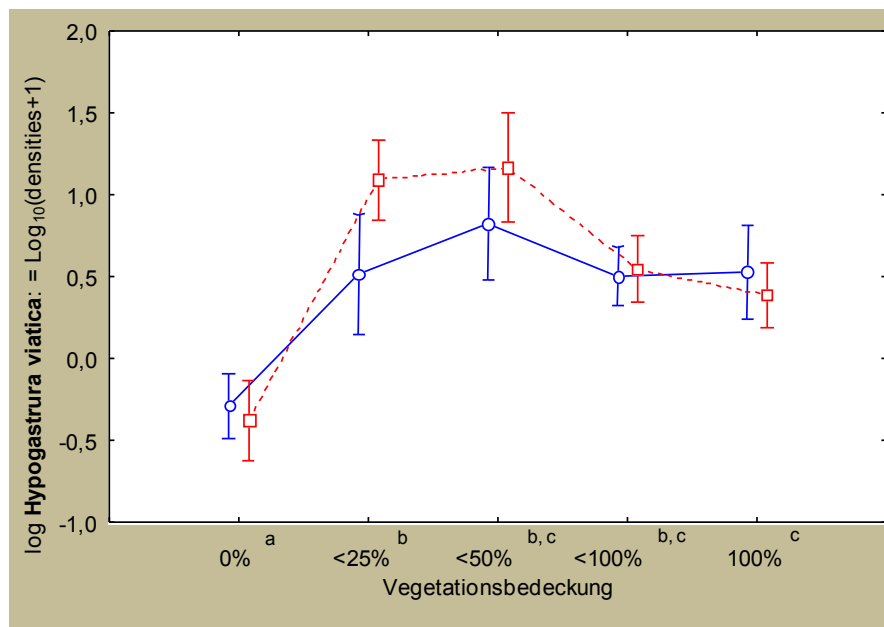


Abb. 75: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der 2010 erfassten Dichten von *H. viatica*. Bilderläuterung siehe Abb. 39.

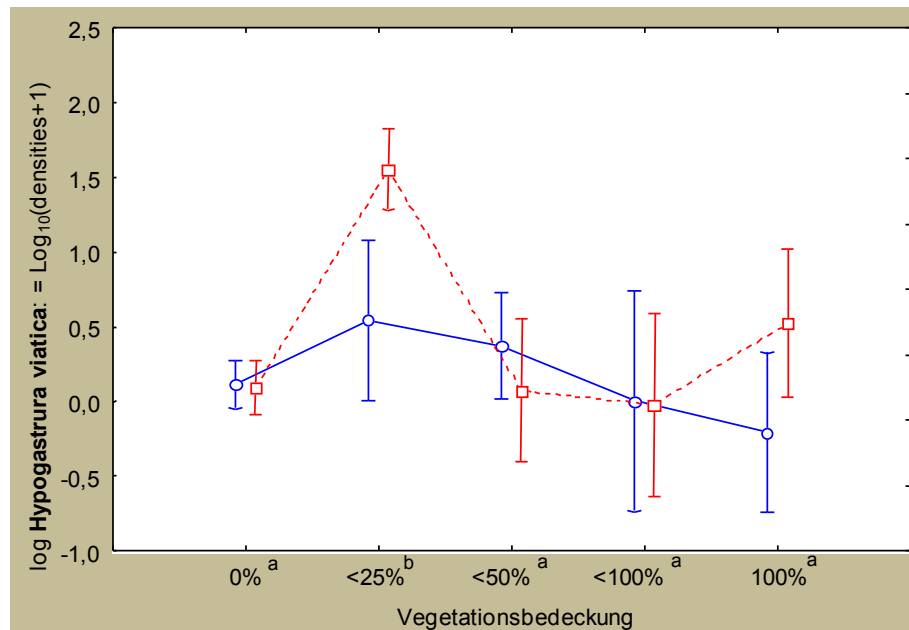


Abb. 76: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der 2011 erfassten Dichten von *H. viatica*. Bilderläuterung siehe Abb. 39.

Protaphorura fimata (Gisin, 1952) und *Folsomia candida* Willem, 1902

Beide Arten sind kosmopolitisch verbreitet und bevorzugen Biotope, die durch menschliche Aktivität beeinflusst sind. Sie wurden einmal auf Deception Island aus Aufsammlungen nachgewiesen, die unter Walknochen in der geothermisch erwärmten Whalers' Bay vorgenommen wurde (Greenslade & Wise 1984). Diese Arten wurden in der vorliegenden Studie nicht erfasst. Das Überleben dieser Arten im Untersuchungsgebiet ist zweifelhaft. Diese Arten könnten offensichtlich nicht in die klimatisch strengeren Habitate der Insel vorstoßen. Die zwei bekannten Nachweise von *P. fimata* in der Antarktis sind in Abb. 77 aufgezeigt. Bisher wurde *F. candida* nur auf Deception Island gefunden, allerdings ist ihre Anwesenheit in Blumentöpfen an und in den Gebäuden von Forschungsstationen in der Arktis und der Subantarktis höchst wahrscheinlich.

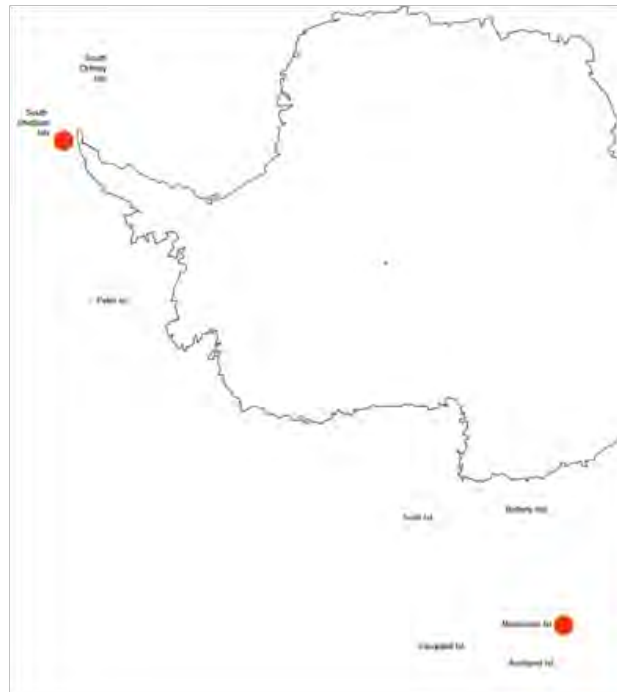


Abb. 77: Fundorte von *P. fimata* in der Antarktis.

Mesaphorura macrochaeta Rusek, 1976

Dieser Art wurde zuerst aus Kanada beschrieben. Sie ist in der Nordhemisphäre weit verbreitet, wo sie eine der ubiquitärsten Arten darstellt. Sie wurde bereits in der östlichen Antarktis (Mawson Polar Station) als eine nicht-heimische Art durch Greenslade (1992) nachgewiesen, mit der etwas unklaren Bezeichnung des Fundortes als „Topfpflanzenboden“ (innerhalb eines Kommunikationszentrums, pers. Mitteil. Penelope Greenslade). Sie kann deshalb nicht als eine echte nicht-heimische, in der Antarktis lebende Art betrachtet werden. Sie wurde auch als eine exotische Art auf Macquarie Island (Greenslade 2006) beschrieben und wurde einmal in zerstörten Gewächshäusern gefunden. In der vorliegenden Studie wurde sie sowohl 2010 als auch 2011 in einer Lokalität (Deception Island) nachgewiesen. Bisher ist die gegenwärtige Feststellung mehrerer Individuen dieser Art in natürlichen Biotopen von Deception Island zumindest der erste Nachweis dieser Art in der maritimen Antarktis. Alle Fundorte ihrer bekannten Verbreitung sind in Abb. 78 angegeben.

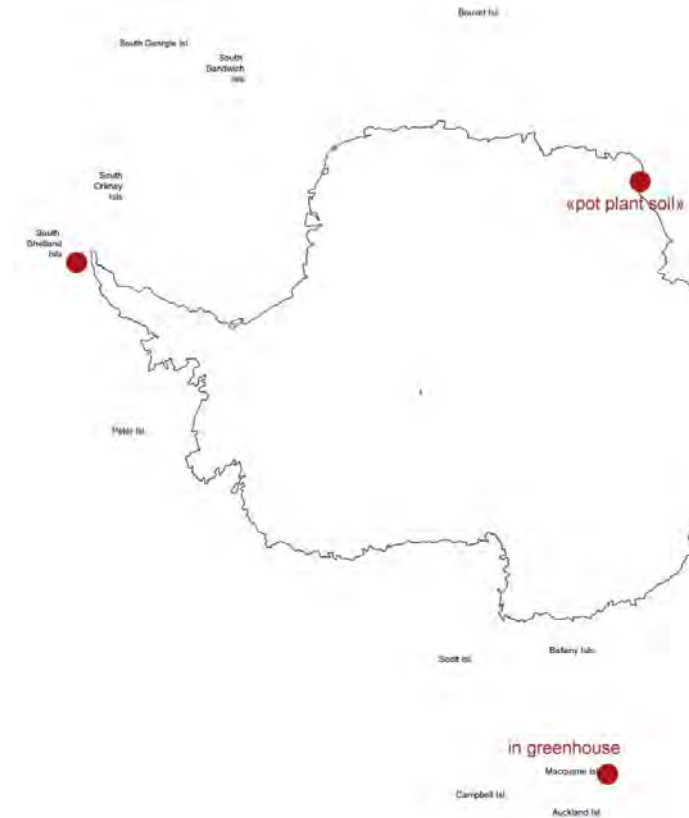


Abb. 78: Nachweise von *M. macrochaeta* in der Antarktis.

M. macrochaeta korrelierte in beiden Untersuchungsjahren mit keinem Habitatfaktor. Auf Deception Island wurde sie im Allgemeinen in höheren Dichten in den von Menschen beeinflussten Arealen erfasst. Aufgrund der hohen Variabilität zwischen den einzelnen Proben, war dies nur im Jahr 2010, oder wenn beide Jahre zusammen ausgewertet wurden statistisch signifikant (Abb. 79; Anhang 5, Tabelle A5-4).

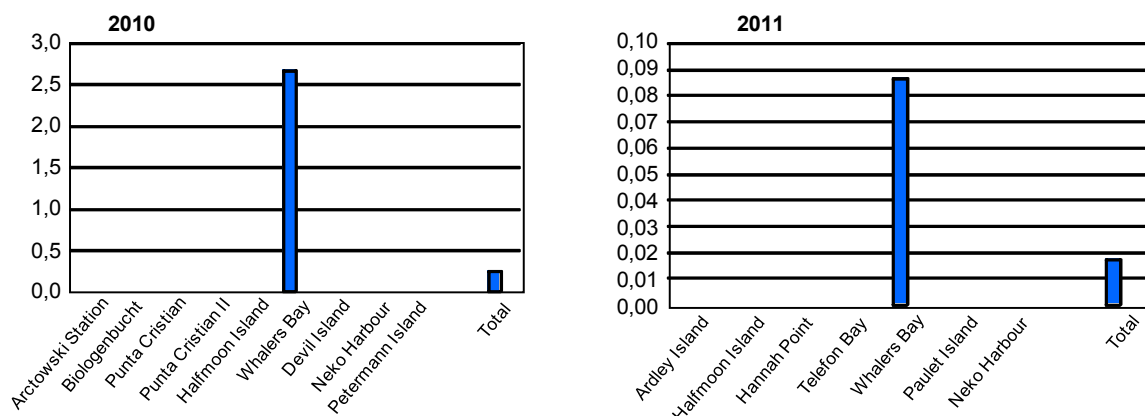


Abb. 79: In den zwei Untersuchungsjahren erfasste Gesamtdichten von *M. macrochaeta* (in Individuen je 100 cm³ Substrat) in den anthropogen beeinflussten (blau) und nicht-beinflussten (rot) Arealen.

Die Kovarianzanalysen zeigen im Jahr 2010 ein Vorkommen von *M. macrochaeta* in signifikant höheren Dichten in Arealen ohne Vegetation (Abb. 80; Anhang 6, Tabelle A6-1)

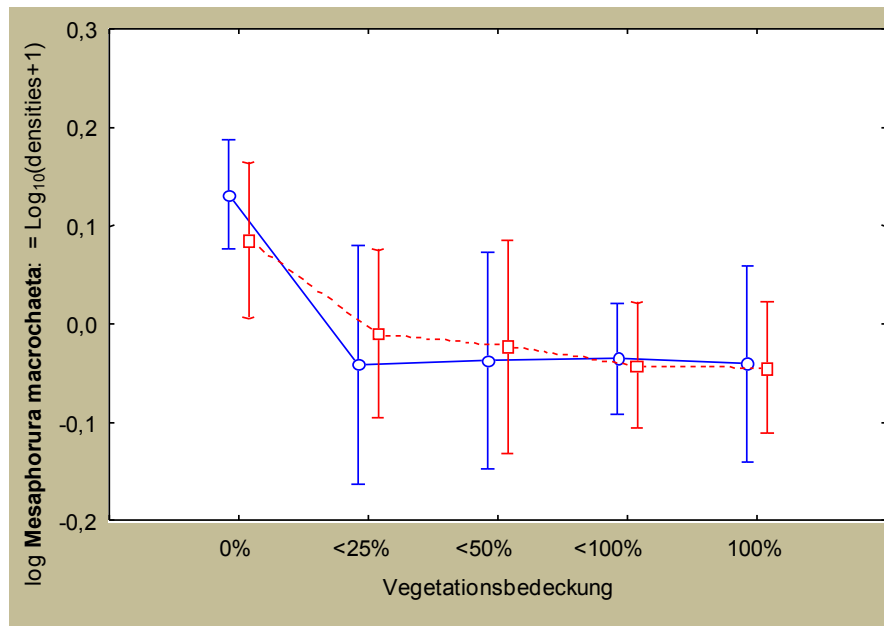


Abb. 80: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der 2010 erfassten Dichten von *M. macrochaeta*. Bilderläuterung siehe Abb. 39.

Proisotoma minuta Tullberg, 1871

Diese Art wurde zum ersten Mal aus Europa beschrieben und ist praktisch eine kosmopolitisch verbreitete Art. Sie wurde in den vorliegenden Untersuchungen einmal mit einem Individuum im Jahr 2010 nachgewiesen. Sie wurde bereits in der Subantarktis gefunden (Abb. 81). Sie stellt eine exotische Art auf Macquarie Island dar (Greenslade 2006), wo sie ebenfalls einmal in zerstörten Gewächshäusern gefunden wurde.

Da in dieser Studie nur ein Individuum dieser Art gefunden wurde, konnten weder ihre Verhältnisse zu Habitatfaktoren noch zu einer menschlichen Beeinflussung ihrer Dichten statistisch analysiert werden.

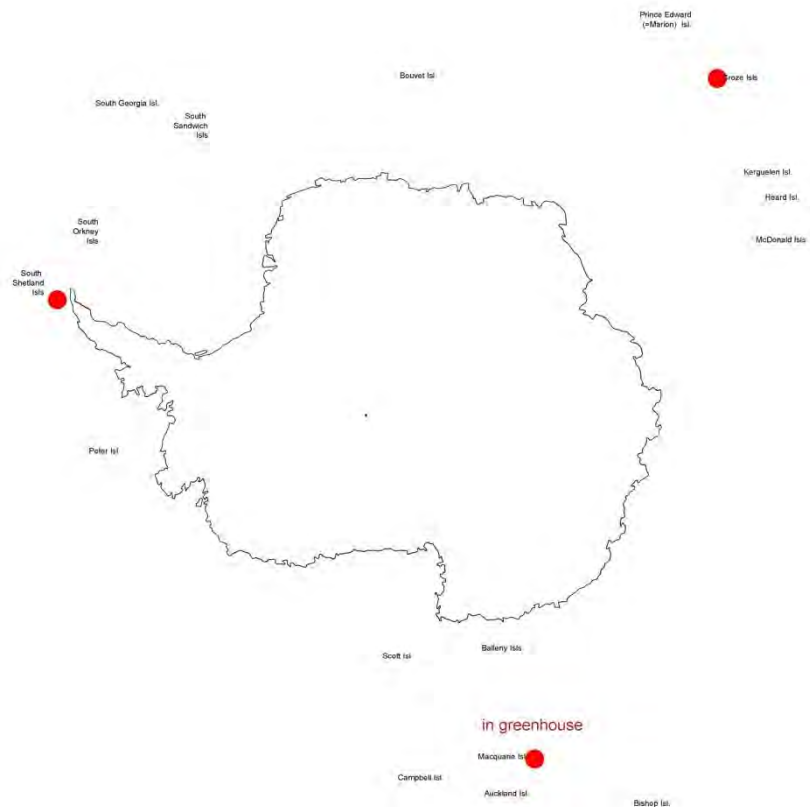


Abb. 81: Nachweise von *P. minuta* in der gesamten Antarktis und Subantarktis.

Deuteraphorura cebennaria (Gisin, 1956)

D. cebennaria wurde durch das British Antarctic Survey gesammelt und anschließend an den Taxonomen dieses Projektes zur Bestimmung geschickt. Wir akzeptieren das taxonomische Verständnis dieser Art, wie es von Fjellberg (1998) und Pomorski (1998) vorgeschlagen wurde. Die Art wurde zum ersten Mal aus Europa beschrieben, wo sie weit verbreitet zu sein scheint. Ihre Anwesenheit in anderen Teilen der Welt ist aufgrund der uneindeutigen Taxonomie der Gruppe weniger verstanden. Im formalen Sinn ist der Fund im vorliegenden Projekt der erste Nachweis dieser Art in der Südhemisphäre (siehe Diskussion).

Cryptopygus caecus Wahlgren, 1906

Diese Art wurde in der vorliegenden Studie in einer Lokalität erfasst (Whalers Bay auf Deception Island). Sie ist bekannt aus der Subantarktis und sogar aus den südlichen Gebieten von Südafrika, Australien, Neuseeland und Südamerika. Sie wurden zum ersten Mal aus Südgeorgien (Subantarktis) beschrieben. Deception Island (Südliche Shetlandinseln) ist der einzige antarktische Fundort dieser Art. Sie wurde dort mehrmals gefunden (Tilbrook 1967b, Wise 1971, Greenslade & Wise 1984), jedoch auf keiner der weiteren benachbarten Inseln. Ihre lokale "thermophile" Verbreitung wurde in der vorliegenden Studie bestätigt. Anders als andere nicht-heimische Arten, ist *C. caecus* nicht kosmopolitisch verbreitet und ihre Anwesenheit in der maritimen Antarktis ist durchaus möglich. Die Verbreitung der Art kann jedoch weiter sein, wenn man *Cryptopygus garretti* Bagnall als ihr nachgeordnetes Synonym betrachtet. *Cryptopygus garretti* ist eine europäische Art, jedoch möglicherweise sogar einst nach Europa eingeschleppt (Potapov 2001). Die Rolle von *C. caecus* in der Subantarktis konnte neu eingeschätzt werden, dennoch ist ihr Status (einheimisch/nicht-heimisch) unklar (siehe

Kommentare zu Deception Island in der Diskussion). Ihre bekannten Fundorte zeigen die Abb. 82 und Abb. 83.

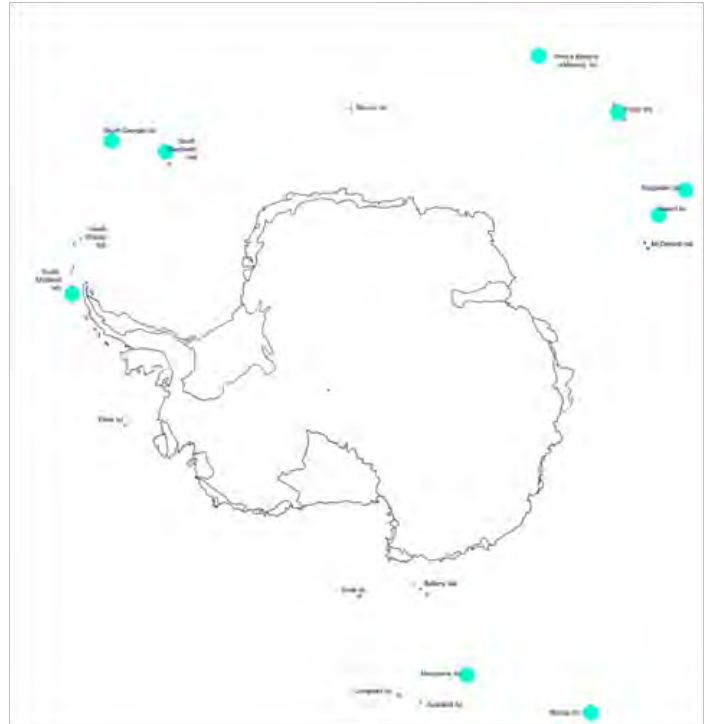
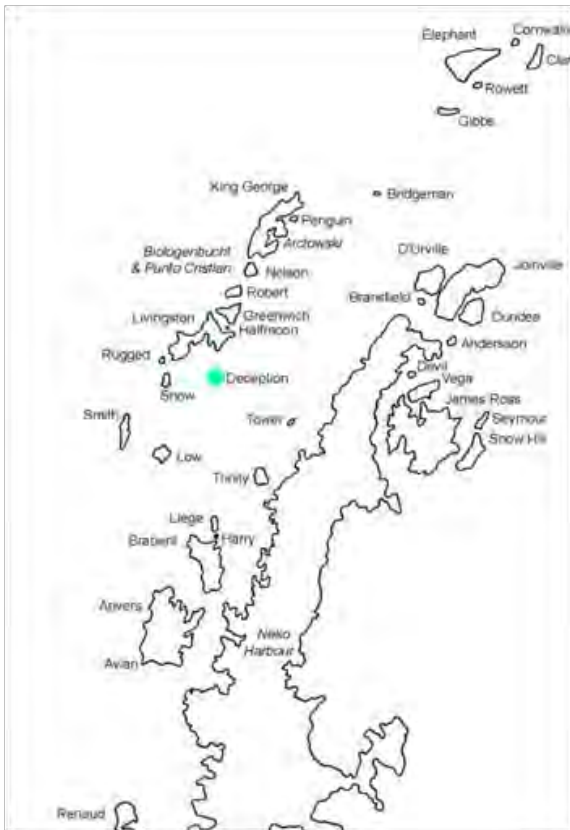


Abb. 82 (links): Fundorte von *C. caecus* in der maritimen Antarktis.

Abb. 83 (rechts): Nachweise von *C. caecus* durch die gesamte Antarktis und Subantarktis.

Wie bei *H. viatica* und im Gegensatz zu fast allen anderen Collembolenarten korrelierte *C. caecus* positiv zur Bodentemperatur und negativ zu den Mengen und der Qualität des organischen Materials der beprobten Substrate (Anhang 4, Tabelle A4-1). Da die Art in der vorliegenden Studie nur auf Deception Island erfasst wurde, spiegeln diese Korrelationen vermutlich mehr die Bedingung dieser Insel als die echten Habitatpräferenzen der Art wider.

Bezüglich ihrer Verbreitung in von Menschen beeinflussten und nicht-beeinflussten Arealen zeigte *C. caecus* widersprüchliche Verhältnisse in den zwei Untersuchungsjahren (Abb. 84). Im Jahr 2010 war sie abundanter in den anthropogen beeinflussten Arealen, während sie 2011 in etwas höhere Dichten in den nicht-beeinflussten Arealen erfasst wurde, allerdings in viel niedrigeren Gesamtdichten als im Jahr zuvor. Nur die Ergebnisse von 2010 waren statistisch signifikant (Anhang 5, Tabelle A5-4).

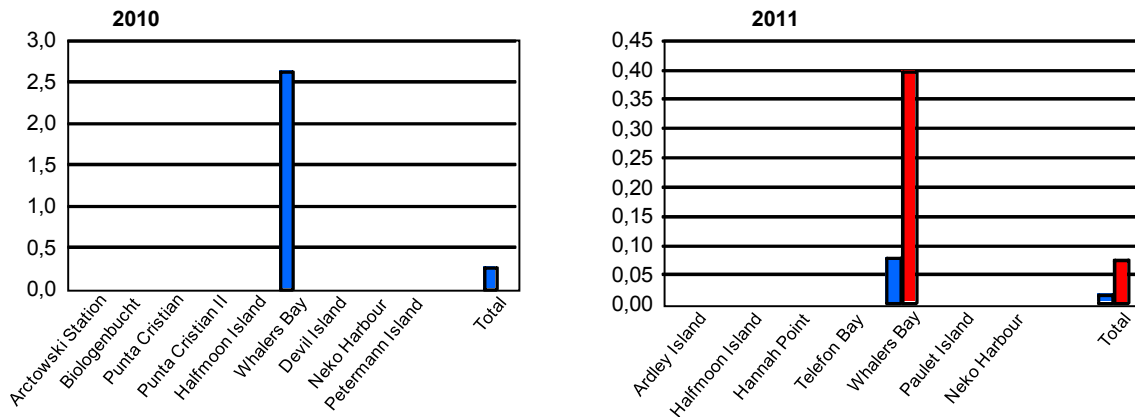


Abb. 84: In den zwei Untersuchungsjahren erfasste Gesamtdichten von *C. caecus* (in Individuen je 100 cm³ Substrat) in den anthropogen beeinflussten (blau) und nicht-beeinflussten (rot) Arealen.

Die Kovarianzanalyse bestätigte die Ergebnisse der Varianzanalyse für das Jahr 2010, wobei auch hier signifikant höheren Dichten von *C. caecus* in den von Menschen beeinflussten Gebieten festzustellen waren (Abb. 85; Anhang 6, Tabelle A6-1).

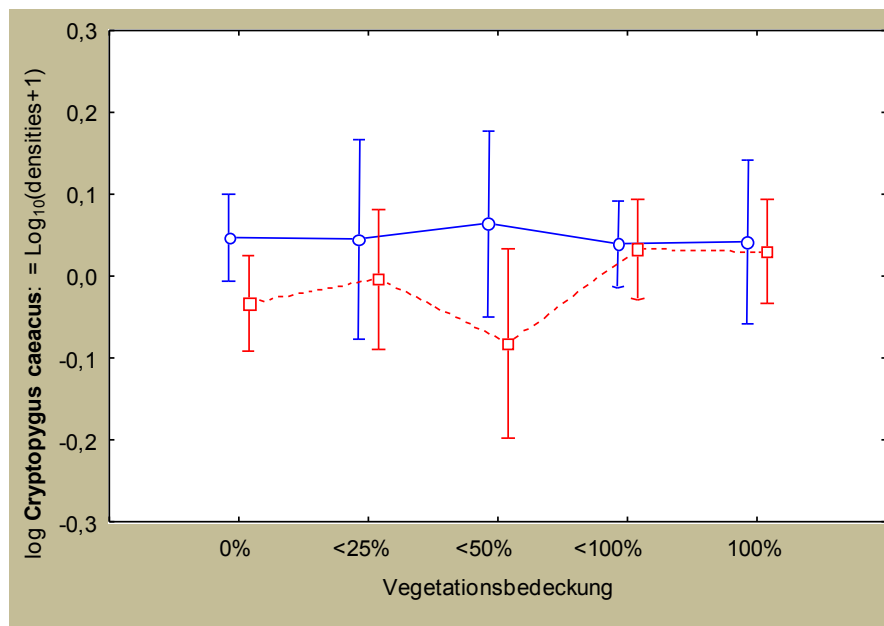


Abb. 85: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der 2010 erfassten Dichten von *C. caecus*. Bilderläuterung siehe Abb. 39.

3.4.2 Acari (Milben)

3.4.2.1 Actinedida

3.4.2.1.1 Allgemeine Gemeinschaftsparameter

Von den actinediden Milben wurden insgesamt fast 2100 Individuen erfasst, über 1600 im Jahr 2010 und mehr als 450 im Jahr 2011. Diese Milben wurden in Dichten zwischen null (z. B. auf Devil Island im Jahr 2010) und fast 50 Individuen je 100 cm³ Substrat (z. B. auf verschiedenen Lokalitäten der Fildeshalbinsel im Jahr 2010) vorgefunden. In beiden Jahren wurden höchst signifikante Unterschiede zwischen den Lokalitäten festgestellt (siehe Anhang 5, Tabelle A5-1 für Ergebnisse der statistischen Analysen), wobei in beiden Jahr vor allem die in den Lokalitäten auf und um King George Island vorgefundenen Dichten signifikant höher als diejenigen der sonstigen Lokalitäten waren (Abb. 86).

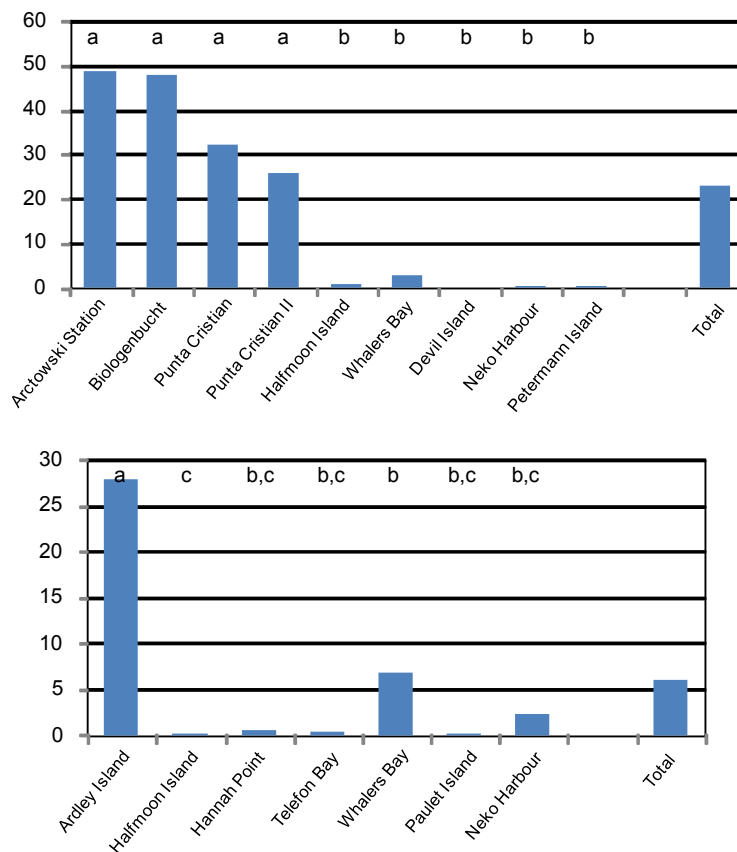


Abb. 86: Gesamtdichten der Actinedida (in Individuen je 100 cm³ Substrat), die in den unterschiedlichen Beprobungsgebieten in 2010 (oben) und 2011 (unten) erfasst wurden. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede der Dichten (= die Dichten in Lokalitäten mit dem gleichen Buchstaben waren statistisch *nicht* unterschiedlich voneinander). Bitte beachte die unterschiedlichen Skalen der y-Achse der zwei Untersuchungsjahre.

Obwohl im Jahr 2010 insgesamt fast viermal so viele Individuen wie 2011 erfasst wurden, traf dies auf die in beiden Jahr beprobten Lokalitäten nicht zu. Auf Whalers Bay (Deception Island) und Neko Harbour (Antarktische Halbinsel) waren die Verhältnisse sogar umgekehrt, da im

Jahr 2011 erheblich mehr Individuen als 2010 vorgefunden wurden. Dagegen wurden auf Halfmoon Island etwas höhere Dichten im Jahr 2010 erfasst. Insgesamt waren somit die jährlichen Unterschiede aller Lokalitäten statistisch nicht signifikant (Abb. 87; Anhang 5, Tabelle A5-2). Aufgrund der hohen Variabilität zwischen den einzelnen Proben waren jährliche Unterschiede innerhalb einzelner Lokalitäten ebenfalls nicht statistisch signifikant, obwohl Neko Harbour eine statistische Tendenz zu höheren Dichten im Jahr 2011 aufwies.

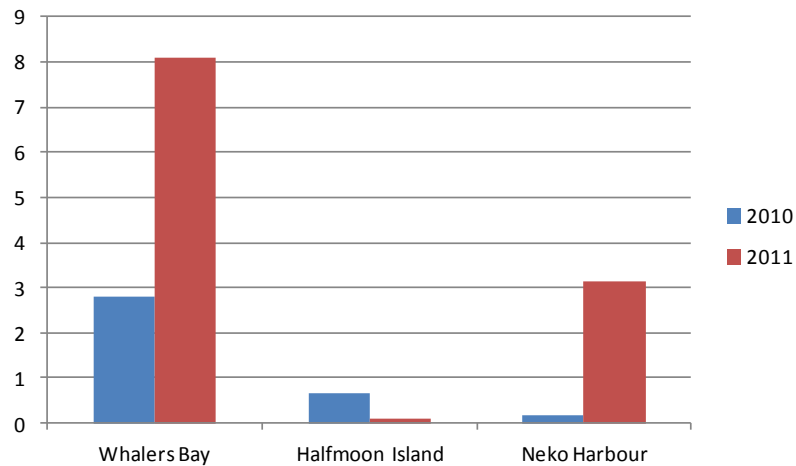


Abb. 87: Gesamtdichten der Actinedida (in Individuen je 100 cm³ Substrat), die in 2010 und 2011 untersuchten Lokalitäten erfasst wurden.

Die Gesamtdichten korrelierten mit verschiedenen abiotischen Parametern (Anhang 4, Tabelle A4-2). In beiden Untersuchungsjahren korrelierten die Dichten mit der Lokalität sowie positiv mit Vegetationsbedeckung und Bodenfeuchte, wobei die Korrelationen zur Lokalität und Vegetationsbedeckung im Jahr 2010 deutlich stärker waren. Bei den Korrelationsanalysen zur Bodentemperatur und den verschiedenen Parametern des organischen Materials des Bodens ergaben sich zwischen beiden Untersuchungsjahren widersprüchliche Verhältnisse: Die Dichten korrelierten negativ zur Bodentemperatur im Jahr 2010, aber positiv im Jahr 2011. Während 2010 die Verhältnisse zur Menge und Qualität (= C/N-Verhältnis) des organischen Materials positiv waren, wurden 2011 negative Verhältnisse zum Gehalt an N und C vorgefunden.

Bezüglich des anthropogenen Einflusses wurden etwas höhere Individuenzahlen der Actinedida in den beeinflussten als in den unbeeinflussten Arealen registriert (Abb. 88). Allerdings traf das nicht in allen Lokalitäten zu und die Unterschiede zwischen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen waren somit statistisch nicht signifikant (Anhang 5, Tabelle A5-5).

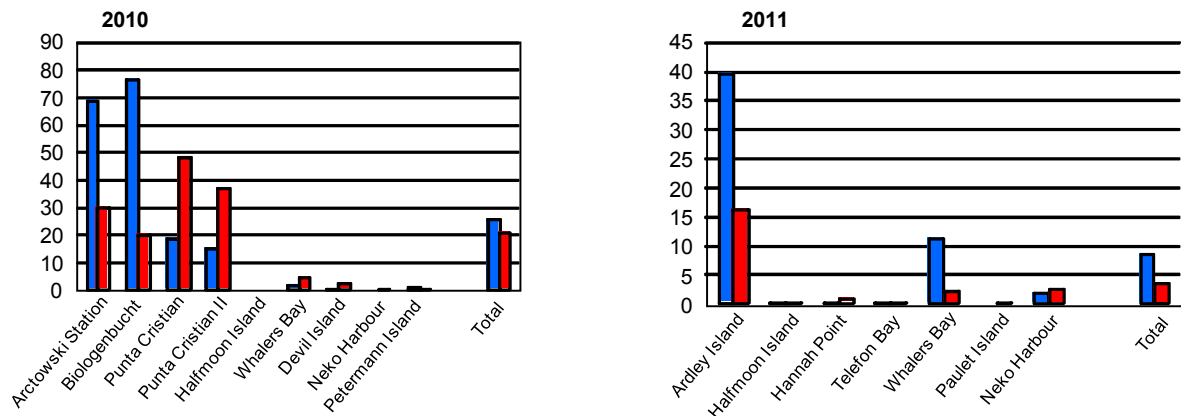


Abb. 88: Gesamtdichten der Actinedida (in Individuen je 100 cm³ Substrat), die in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurden.

Entsprechend der starken Korrelation zur Vegetationsbedeckung im Jahr 2010 ließ die Kovarianzanalyse eine höchstsignifikante Beziehung zwischen den Gesamtdichten der Actinedida und der Vegetationsbedeckung erkennen (Abb. 89; Anhang 6, Tabelle A6-2). Wie im Abschnitt "Methoden" erwähnt, impliziert aufgrund der statistischen Schwierigkeiten mit den Daten eine mangelnde statistische Signifikanz nicht unbedingt negative Ergebnisse. Deshalb werden im Folgenden nur positive (= statistisch signifikante) Ergebnisse der Kovarianzanalysen gezeigt.

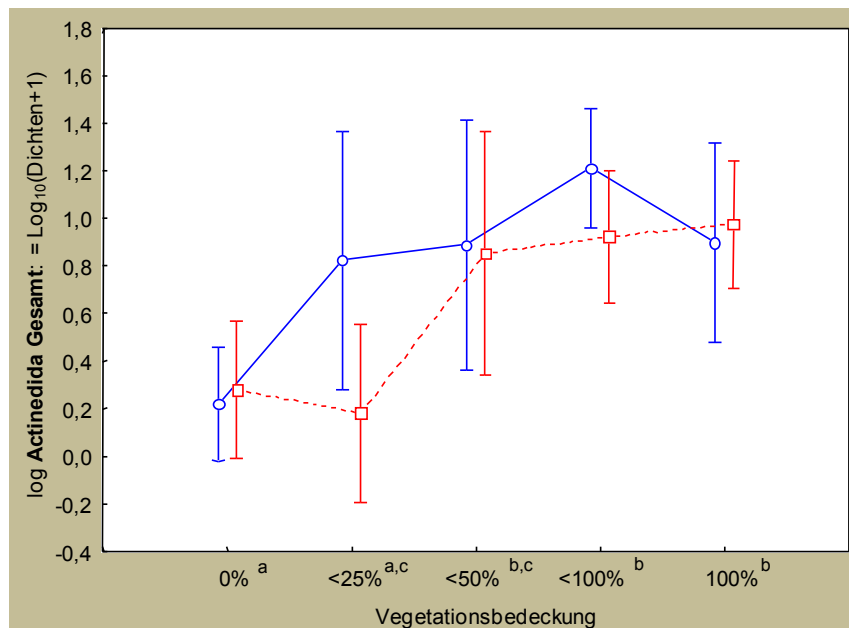


Abb. 89: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 erfassten Gesamtdichten der Actinedida nachdem verschiedene Hintergrundparameter ausgefiltert wurden. Dichten (in log Individuen je 100 cm³) in anthropogen beeinflussten Arealen in blau und in unbeeinflussten Arealen in rot. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede der Actineidadichten zwischen den verschiedenen Kategorien der Vegetationsbedeckung.

Insgesamt konnten 25 unterschiedliche Taxa nachgewiesen werden, 22 im Jahr 2010 und 18 im Jahr 2011. Wie bei den Dichten waren Unterschiede im Artenreichtum (als durchschnittliche Artenzahl pro Areal) zwischen den einzelnen Lokalitäten ebenfalls hoch signifikant (Anhang 5,

Tabelle A5-1), wobei auch hier im Allgemeinen ein höherer Artenreichtum in den Lokalitäten von King George Island erfasst wurde (Abb. 90). Allerdings wurde die höchste Anzahl an nachgewiesenen Arten auf Whalers Bay vorgefunden (in beiden Untersuchungsjahr zusammen: 17), während auf den anderen Lokalitäten zwischen null (wieder auf Devil Island) und insgesamt 10-13 Taxa (Lokalitäten der Fildeshalbinsel) nachgewiesen werden konnten.

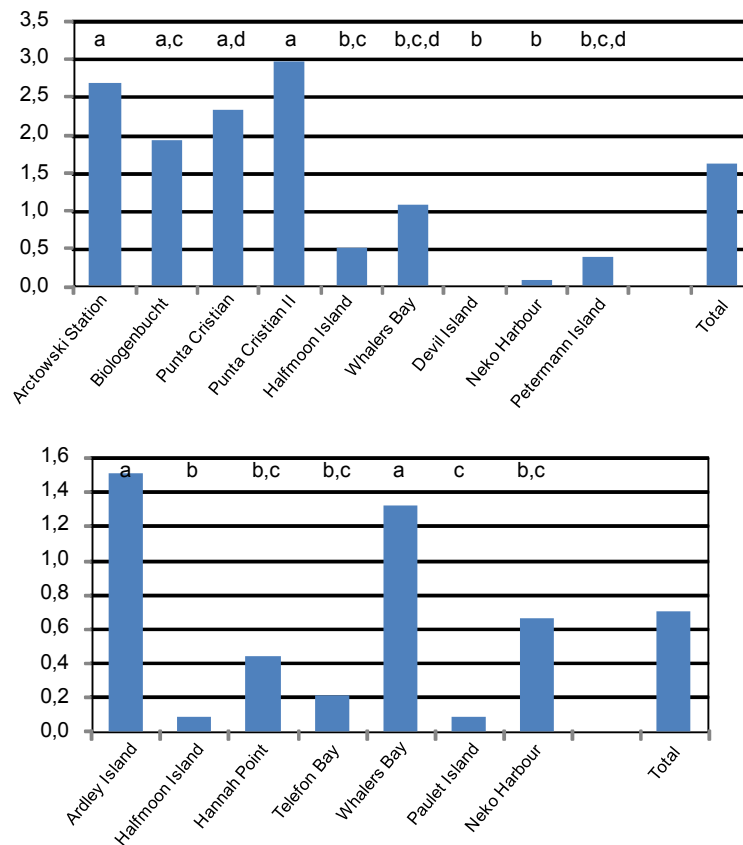


Abb. 90: Artenreichtum der Actinedida (als durchschnittliche Artenanzahl pro Areal), die in den unterschiedlichen Lokalitäten in 2010 (oben) und 2011 (unten) erfasst wurden. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede im Artenreichtum (= die Artenzahlen in Lokalitäten mit dem gleichen Buchstaben waren statistisch *nicht* unterschiedlich voneinander). Bitte beachte die unterschiedlichen Skalen der y-Achse der zwei Untersuchungsjahre.

Obwohl etwas mehr Taxa im Jahr 2010 als 2011 bestimmt wurden, war die durchschnittliche Artenzahl pro Areal in den Lokalitäten, die in beiden Jahren beprobt wurden, oft 2011 höher als 2010 (Abb. 91). Allerdings waren diese Unterschiede statistisch nicht signifikant. Halfmoon Island stellt wieder eine Ausnahme dar, da ein höherer Artenreichtum im Jahr 2010 beobachtet wurde. Wie bei den Dichten wurde innerhalb der einzelnen Lokalitäten lediglich eine statistische Tendenz zu unterschiedlichem Artenreichtum zwischen den Untersuchungsjahren in Neko Harbour festgestellt.

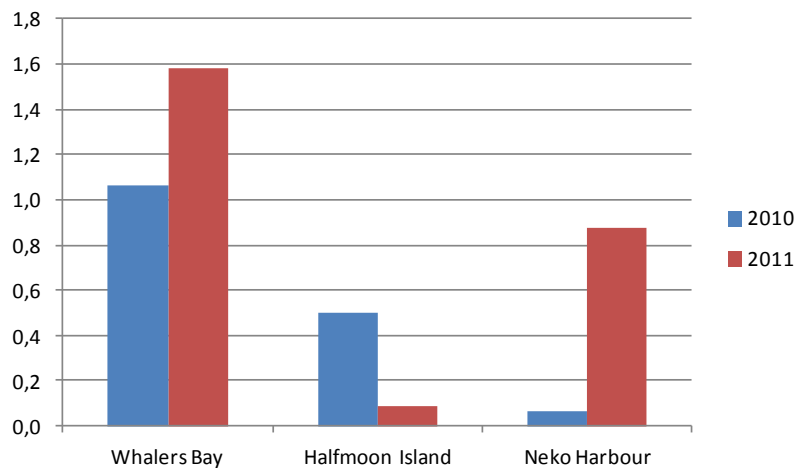


Abb. 91: Artenreichtum der Actinedida (in durchschnittlicher Artenzahl pro Probe), die in den 2010 und 2011 untersuchten Lokalisationen erfasst wurden.

Korrelationen zwischen Artenreichtum und Habitatparametern widerspiegeln im Allgemeinen die Korrelationen der Individuendichten (Anhang 4, Tabelle A4-2). Ein höherer Artenreichtum korrelierte mit der Lokalität wie auch mit zunehmender Vegetationsbedeckung und Bodenfeuchte. Im Jahr 2010 korrelierte Artenreichtum negativ mit Boden-pH, was bedeutet, dass mehr Arten bei niedrigerem Boden-pH nachgewiesen wurden. Die zwischen den zwei Untersuchungsjahren widersprüchlichen Korrelationen zu Bodentemperatur und organischem Material wurde auch beim Artenreichtum festgestellt.

Die registrierten Artzahlen waren insgesamt etwas höher in den anthropogen beeinflussten Arealen als in den unbeeinflussten Arealen. Allerdings wurden umgekehrte Verhältnisse in einzelnen Lokalisationen beobachtet (Abb. 92), so dass insgesamt die Ergebnisse wieder statistisch nicht signifikant waren (Anhang 5, Tabelle A5-5).

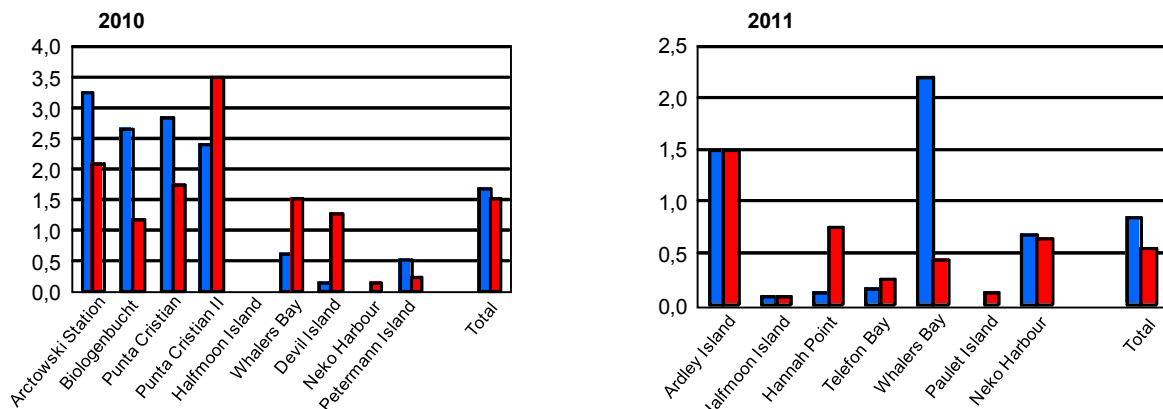


Abb. 92: Artenreichtum der Actineida (als durchschnittliche Anzahl von Arten pro Areal), der in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurde.

Wie bei den Gesamtdichten zeigte die Kovarianzanalyse des Artenreichtums im Jahr 2010 eine hoch signifikante Beziehung zur Vegetationsbedeckung (Abb. 93; Anhang 6, Tabelle A6-2). Im Gegensatz zu den reinen Varianzanalysen (Abb. 92) zeigte das Herausfiltern verschiedener Habitatparameter bei den Kovarianzanalysen in den anthropogen beeinflussten Arealen ein höheres Artenreichtum, das gerade noch statistisch signifikant war. Diese höheren Artenzahlen

waren allerdings vor allem bei höheren Vegetationsbedeckungen zu beobachten, was sich in einer signifikanten Interaktion zwischen anthropogenem Einfluss und Vegetationsbedeckung ausdrückt.

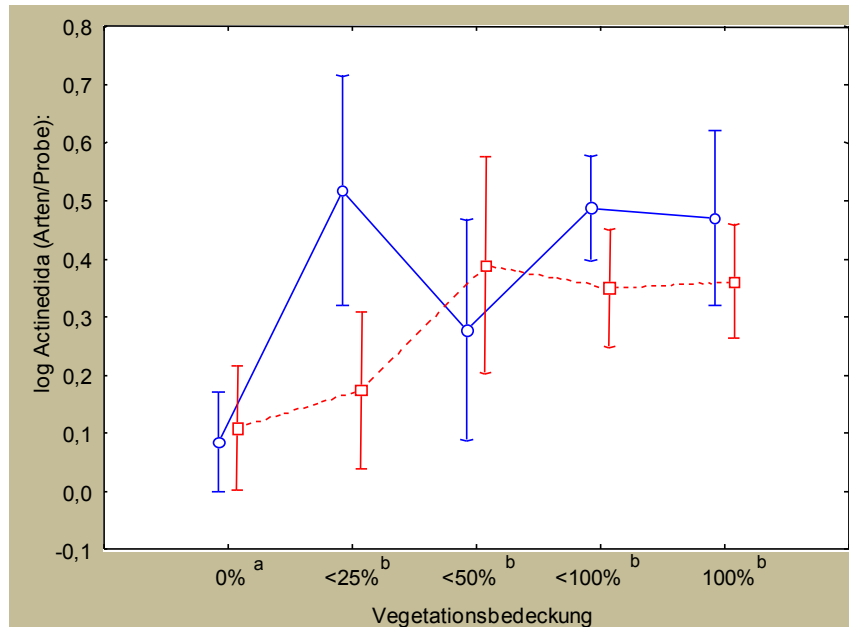


Abb. 93: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 erfassten Artenzahlen der Actinedida nachdem verschiedene Hintergrundparameter ausgefiltert wurden. Bilderläuterung siehe Abb. 89.

3.4.2.1.2 Ergebnisse und Beschreibung der nachgewiesenen Arten

Die im vorliegenden Projekt nachgewiesenen Arten sind in ihrer systematischen Einordnung im Folgenden aufgelistet. Ihre durchschnittlichen Dichten in den unterschiedlichen Lokalitäten sind in Anhang 3, Tabelle A3-2 angegeben.

Endeostigmata

Alycoidea

Alicorhagiidae

Alicorhagia Berlese, 1910 sp.

Nanorchestidae

Nanorchestes cf. *anarcticus* Strandtmann, 1963

Nanorchestes berryi Strandtmann, 1982

Nanorchestes nivalis (= *gressetti*) (Strandtmann, 1982)

Nanorchestes cf. *latae* Strandtmann, 1982

Nanorchestes marianae Strandtmann, 1982

Nanorchestes n. sp. [nah *brekkeristae* Strandtmann & Sømme, 1977]

Nanorchestes sp. V

Speleorchestes Trägårdh, 1909 sp.

Terpnacarida

Terpnacarus gibbosus (Womersley, 1944)

Prostigmata

Eupodina

Eupodoidea

Eupodidae

Eupodes (*Protereunetes*) *minutus* (Strandtmann, 1967)

Eupodes (*Protereunetes*) *exiguus* Booth, Edwards & Usher, 1985

Eupodes (Protereunetes) parvus ssp. *grahamensis* Booth, Edwards & Usher, 1985

Penthalodidae

Stereotydeus villosus (Trouessart, 1902)

Rhagidiidae

Rhagidia gerlachei (Trouessart, 1903)

Rhagidia Thorell, 1871 sp. juv.

Tydeoidea

Ereynetidae

Ereynetes (Gymnereynetes) macquariensis Fain, 1962

Meyerellidae

Apotriophydeus cf. *wilkesi* (Strandtmann, 1967)

Apotriophydeus scotia Usher & Edwards, 1986

Pretriophydeus tilbrooki (Strandtmann, 1967)

Iolinidae

cf. *Coccotydaeolus krantzi* Baker, 1965

Tydeidae

Lorryia Oudemans, 1925 sp.

Eleutherengona

Rhaphignathae

Raphignathoidea

Stigmaeidae

Gen. sp. juv.

Eriophyoidae

Eriophyidae

Gen. sp. juv.

Heterostigmata

Pygmephoroidae

Pygmephoridae

Bakerdania cf. *antarcticus* (Mahunka, 1967)

Tarsonemoidea

Tarsonemidae

aff. *Tarsanonychus* Lindquist, 1986 sp.

Tarsonemus s.s. Canestrini & Fansago 1876 sp.

Gen. sp. juv.

3.4.2.1.2.1 Einheimische Arten der maritimen Antarktis

Im Folgenden werden die einzelnen Arten beschrieben und Informationen zu ihrer bekannten Verbreitung und den ökologischen Ansprüchen gegeben, soweit das Vorkommen der entsprechenden Art in der Antarktis bekannt ist. Für die Antarktis neue und potentiell nicht-heimische Arten werden im darauffolgenden Abschnitt beschrieben. Actinedide Milben wurden in den vergangenen Jahrzehnten relativ häufig in der maritimen Antarktis untersucht, insbesondere durch Mitglieder des Bishop Museums (Honolulu) oder des British Antarctic Survey. Die hierbei untersuchten Gebiete waren weit durch die Antarktische Halbinsel verteilt, südlich bis 71° S (Alexander Island), allerdings vor allem auf der Westseite der Halbinsel und in Lokalitäten, die von Forschungsstationen aus leicht zugänglich sind (Abb. 94). Obwohl die im vorliegenden Projekt untersuchten Lokalitäten vor allem auf der nördlichen Hälfte der Antarktischen Halbinsel konzentriert sind und einzelne Lokalitäten auch in der Vergangenheit durch andere Forschungsgruppen untersucht wurden, stellen die Mehrzahl der hier untersuchten Lokalitäten neue Fundorte für Verbreitungsangaben der antarktischen Actinedidenfauna dar (Abb. 94).

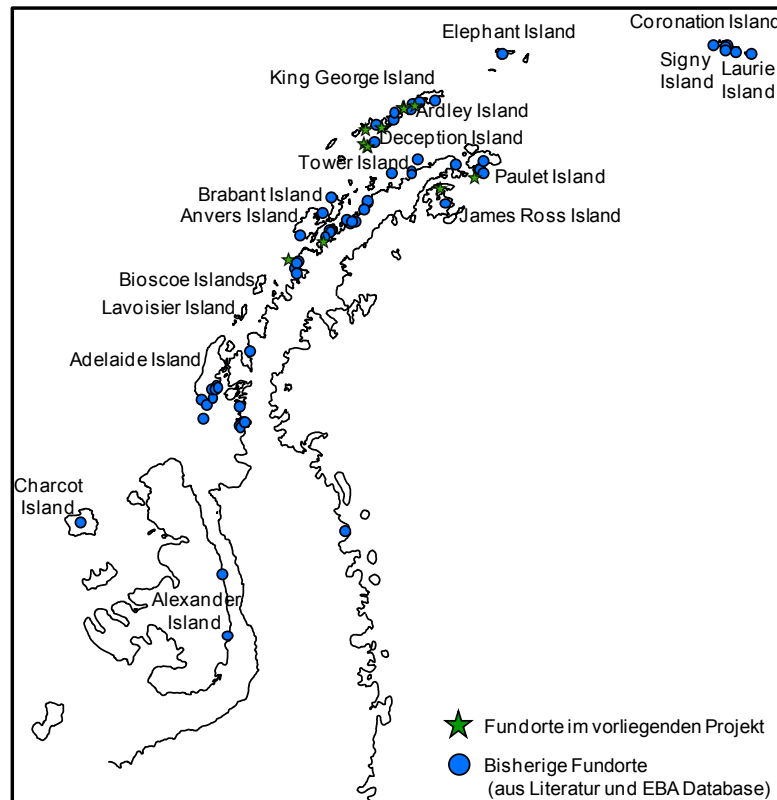


Abb. 94: Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis (blaue Punkte) der im vorliegenden Projekt erfassten Actiniedidenarten sowie die beprobten Lokalitäten (grüne Sterne). Quellen: acarologische und bodenfaunistische Literatur aus der Antarktis (soweit für die Autoren verfügbar) sowie die EBA-Datenbank des australischen Antarctic Data Centre.

Nanorchestes

Die Gattung *Nanorchestes* ist eine der häufigsten actiniediden Gattungen, die weltweit in einer Vielfalt verschiedener Habitattypen vorkommt. Auch in der Antarktis ist die Gattung weit verbreitet. Gegenwärtig sind 14 Arten dieser Gattung aus der Antarktis bekannt, von denen die Mehrzahl nur von diesem Kontinent bekannt sind (Pugh 1993). Die Gattung kommt auch in der Arktis weit verbreitet vor, allerdings sind die an den beiden Polen vorkommenden Arten im Allgemeinen unterschiedlich (Strandtmann 1968). Eine eingehende Revision der Taxonomie antarktischer *Nanorchestes* fand in den 1980er Jahren statt, wobei viele neue Arten beschrieben wurden und die Identität vieler bis dahin bestimmter Arten dieser Gattung stark in Zweifel gezogen wurde. Nachweise von *Nanorchestes* aus der maritimen Antarktis vor diesen Revisionen verweisen meist auf *N. antarcticus*; verifizierte Nachweise von *N. antarcticus* aus diesem Gebiet gibt es somit nicht mehr (Convey & Quintana 1997, Convey et al. 2000a). In der vorliegenden Studie konnten sieben Arten dieser Gattung identifiziert werden, von welcher allerdings nur zwei (*N. berryi* und *N. nivalis*) mit absoluter Sicherheit determiniert werden konnten. Drei Arten (*N. antarcticus*, *N. lalae*, *N. marianae*) sind nur aus der kontinentalen Antarktis bekannt. Aufgrund der sehr wenigen erfassten Individuen dieser Arten und taxonomischen Unsicherheiten muss deren Bestimmung hier noch als vorläufig gelten. Falls sich ihre Identität bestätigen sollte, wäre dies der erste Nachweis des Vorkommens dieser Arten in der maritimen Antarktis. Zwei weitere Arten konnten mit der vorhandenen Literatur nicht identifiziert werden und stellen u. U. unbeschriebene Arten dar.

Die Gattung wurde bisher in einer großen Vielzahl unterschiedlicher Habitate in der Antarktis vorgefunden: in Moospolstern, Flechten, nährstoffreicheren Böden, Algen (v. a. *Prasiola crispa*), dem Meereslitoral und oft in größeren Aggregationen unter Steinen (Gressitt 1967, Goddard 1979b, Usher & Booth 1984). In Moosrasen wurden sie im Allgemeinen in oberflächennahen Schichten vorgefunden, oft stark aggregiert, wobei Juvenile oft tiefer im Profil vorkamen als adulte Tiere (Goddard 1979a, Usher & Booth 1984). Es wird angenommen, dass die unterschiedlichen Arten dieser Gattung sich von Rot- und Grünalgen sowie von Pilzhypen ernähren (Strong 1967, Fitzsimons 1971, Goddard 1979b, 1979c, Convey & Quintana 1997).

Arten dieser Gattung zeigen eine breite Toleranz für unterschiedliche Umweltbedingungen; beispielsweise sind sie zwischen -20 °C und +25 °C aktiv, sie zeigen eine höhere Toleranz für niedrigere Bodenfeuchten als andere Actinedide Arten und sie sind weiterhin vielleicht die einzige Milbenarten, die in den kargen Chalikosystem-Habitaten der Antarktis überleben können (Goddard 1979b). Es kann allerdings nicht festgestellt werden, ob diese breiten Umwelttoleranzen auf allen Arten dieser Gattung zutreffen oder ob sie ein Resultat davon sind, dass die unterschiedlichen Studien an verschiedenen Arten vorgenommen wurden. Dieses Taxon hat üblicherweise sehr schnelle Entwicklungsraten und kann somit schnell individuenreiche Populationen aufbauen (Booth & Usher 1986). Als durchschnittliche Generationszeit wird zwei Jahre angenommen, wobei alle Entwicklungsstadien überwintern können (Booth & Usher 1986).

Nanorchestes nivalis (Strandtmann, 1982)

N. nivalis, vor der Veröffentlichung von Judson (1996) als *N. gressetti* bekannt, ist eine der weit verbreitetsten Arten dieser Gattung in der maritimen Antarktis (Abb. 95). Beispielsweise kommt sie auf allen Inseln der Südlichen Sandwichinseln vor, wo sie in über 50 % der dort genommenen Proben gefunden wurde (Convey et al. 2000a), was in der Antarktis als kleinräumlich stark verbreitet betrachtet werden kann. Sie ist vermutlich maritimen antarktischen Ursprungs (Convey et al. 2000a), wurde aber auch in der Subantarktis nachgewiesen, z. B. in Südgeorgien (Convey et al. 2000b). Sie wurde meist in hohen Dichten in Moosen und Algenmatten gefunden (Gressitt 1967, Convey & Quintana 1997, Convey et al. 2000b), wie auch in Grün- und Rotalgen auf Schnee (Gressitt 1967), aber selten unter Steinen (siehe jedoch Convey & Smith 1997).

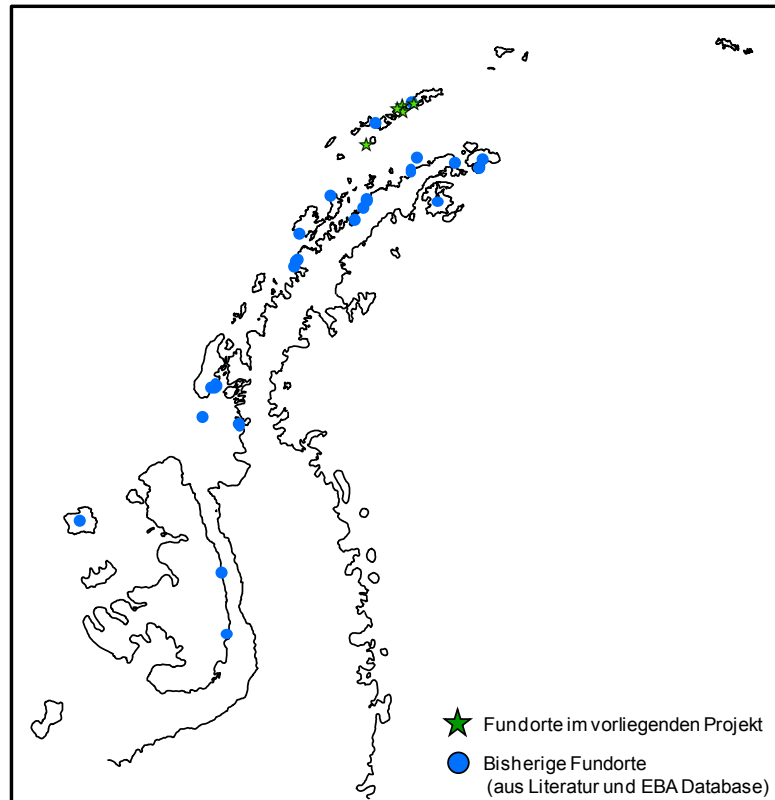
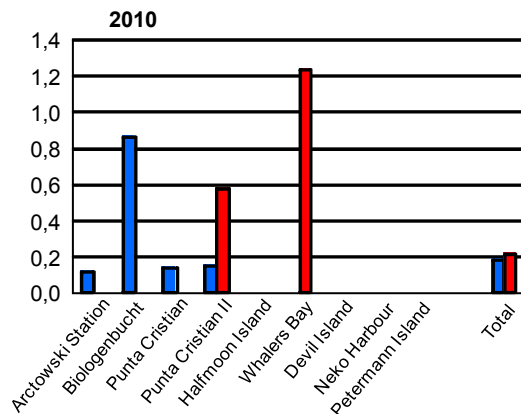


Abb. 95: Bisherige Fundorte von *N. nivalis* (blaue Punkte) in der maritimen Antarktis sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt (grüne Sterne). Quellen s. Abb. 94.

In der vorliegenden Studie wurde die Art lediglich im Jahr 2010 mit einzelnen bis wenigen Individuen nachgewiesen, und zwar nur in vereinzelter Proben, die meist aus den mit Vegetation bewachsenen Arealen in oder um King George Island stammten (Abb. 95). *N. nivalis* wurde auch auf Whalers Bay (Deception Island) ausschließlich in anthropogen unbeeinflussten Arealen mit leichter Vegetationsbedeckung gefundenen. Die Art zeigte keine allgemeine Korrelation zu den Habitatparametern.

Bezüglich menschlicher Beeinflussung konnten nur die Daten von 2010 analysiert werden (Abb. 96). In den meisten Lokalitäten um King George Island wurde die Art nur in beeinflussten Arealen vorgefunden, in der zweiten Lokalität auf Punta Christian in beiden Arealtypen mit höheren Individuenzahlen in den unbeeinflussten Arealen. Allerdings konnte bei der Gesamtbetrachtung kein signifikanter menschlicher Einfluss festgestellt werden. Die Kovarianzanalysen erbrachten keine Ergebnisse.



2011

2011 nicht nachgewiesen

Abb. 96: Dichten von *N. nivalis* (in Individuen je 100 cm³ Substrat), die in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen im Jahr 2010 erfasst wurden.

Nanorchestes berryi Strandtmann, 1982

N. berryi ist ebenfalls relativ weit verbreitet auf der Antarktischen Halbinsel, wurde aber wesentlich weniger häufig als *N. nivalis* nachgewiesen (Abb. 97). Sie wurde im Allgemeinen in bewachsenen Habitaten vorgefunden, z. B. Flechten, Moosen oder *Deschampsia antarctica*-Rasen, aber selten unter Steinen (Usher & Edwards 1984, Convey & Quintana 1997, Convey & Smith 1997). Die Art wird auch mit trockeneren Habitaten als *N. nivalis* in Zusammenhang gebracht (Convey & Quintana 1997).

In der vorliegenden Studie wurde *N. berryi* im Allgemeinen in den gleichen Lokalitäten wie *N. nivalis* nachgewiesen (vergl. Abb. 95 und Abb. 97), allerdings mit wesentlich höheren Individuendichten und in beiden Untersuchungsjahren. Die Art korrelierte in beiden Jahren positiv mit Vegetationsbedeckung, mit Bodenfeuchte sowie mit der Quantität und Qualität des organischen Materials im Jahr 2011 (Anhang 4, Tabelle A4-2). Das Vorkommen von *N. berryi* korrelierte 2010 negativ und 2011 positiv mit der Bodentemperatur.

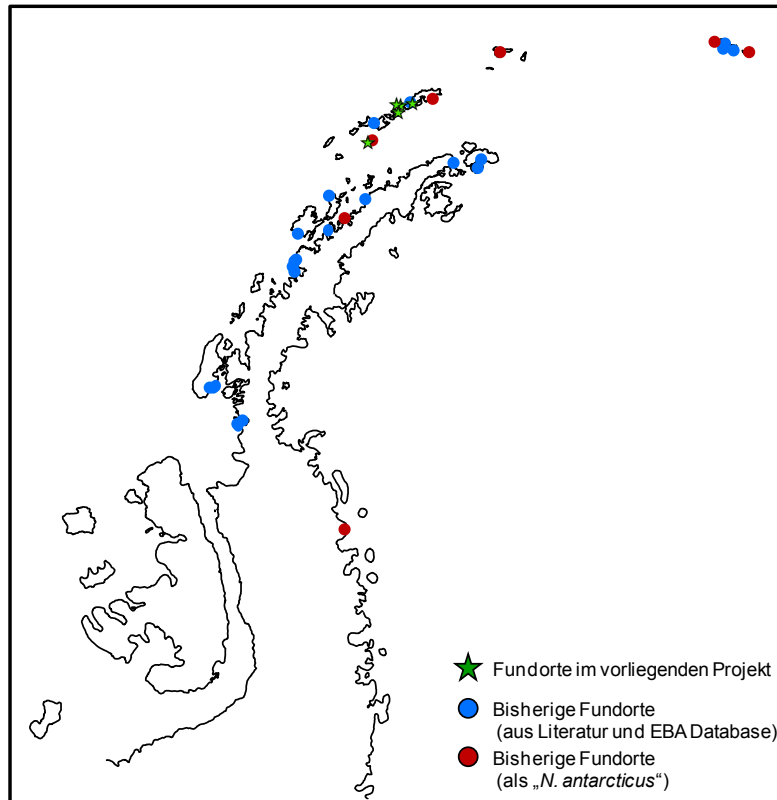


Abb. 97: Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von *N. berryi* (blaue Punkte; inkl. Nachweise der vermutlich falsch bestimmten „*N. antarcticus*“) sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt (grüne Sterne). Quellen s. Abb. 94.

N. berryi kam sowohl in anthropogen beeinflussten als auch unbeeinflussten Arealen vor, wobei quantitative Unterschiede zwischen diesen zwei Arealtypen lokalitätsspezifisch waren (Abb. 98). Aufgrund dieser lokalitätsspezifischen Ergebnisse waren im Jahr 2010 lediglich tendenziell mehr Individuen in den beeinflussten Arealen zu finden, was jedoch statistisch nicht signifikant war (Anhang 5, Tabelle A5-5). Allerdings wurden 2011 durchaus signifikant mehr Individuen in den von Menschen beeinflussten Arealen registriert, ein Ergebnis, das noch signifikanter wird, wenn beide Jahre zusammen analysiert werden.

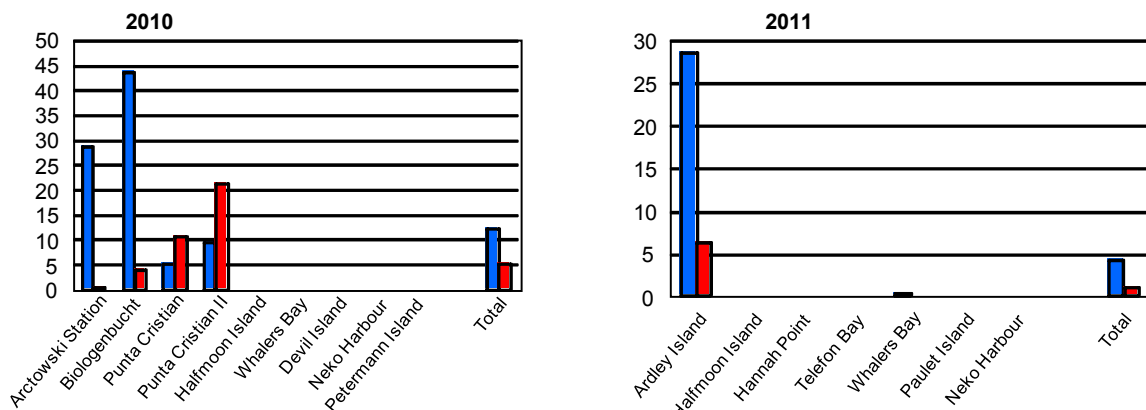


Abb. 98: Dichten von *N. berryi* (in Individuen je 100 cm³ Substrat), die in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurden.

Interessanterweise zeigte die Kovarianzanalyse ähnliche Ergebnisse, aber in entgegengesetzten Verhältnissen zur reinen Varianzanalyse: im Jahr 2010 wies das Herausfiltern verschiedener Habitatparameter aus dem Datensatz signifikant höhere Dichten von *N. berryi* in den anthropogen beeinflussten Arealen nach (Abb. 99; Anhang 6, Tabelle A6-2), wobei die Unterschiede umso größer waren, je höher die Vegetationsbedeckung in den Proben war (Interaktion anthropogene Beeinflussung x Vegetationsbedeckung). Im Jahr 2011 wiederum offenbarte die Kovarianzanalyse primär einen signifikanten Zusammenhang zwischen den Dichten von *N. berryi* und der Vegetationsbedeckung (Abb. 100).

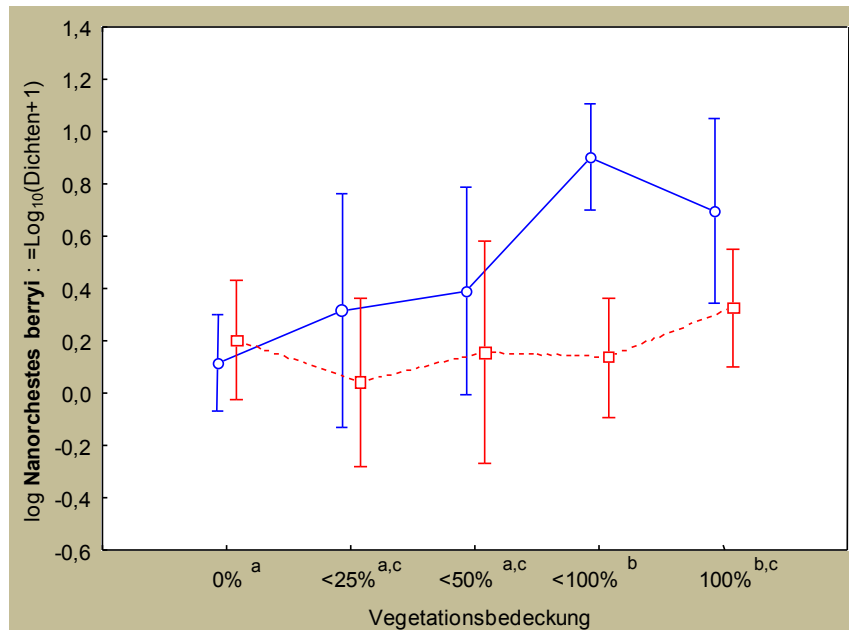


Abb. 99: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 erfassten Dichten von *N. berryi* nachdem verschiedene Hintergrundparameter ausgefiltert wurden. Bilderläuterung siehe Abb. 89.

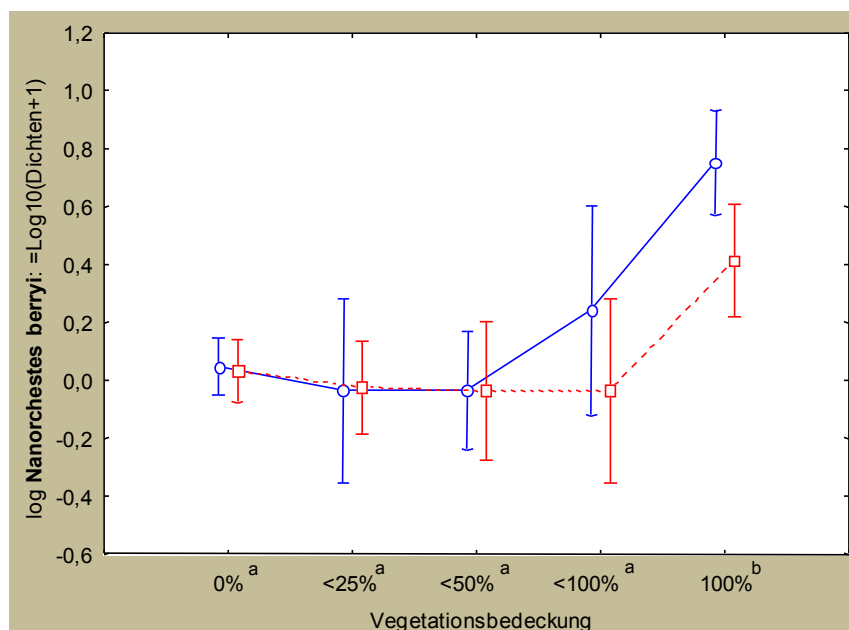


Abb. 100: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2011 erfassten Dichten von *N. berryi*, nachdem verschiedene Hintergrundparameter ausgefiltert wurden. Bilderläuterung siehe Abb.

89. Die negativen Werte in der Y-Achse ergeben sich aus dem Logarithmus sehr niedriger Dichten.

Eupodes (Protereuntes)

Eupodes stellt eine weitere, relativ artenreiche und weit verbreitete Gattung innerhalb der Antarktis dar. Die Gattung ist ebenfalls weltweit in einer großen Vielzahl verschiedener Habitattypen verbreitet, wobei sie oft eine der dominantesten Actinedidentaxa im Boden ist. In der Antarktis sind mindestens neun Arten dieser Gattung bekannt, von denen alle ausschließlich in der Antarktis oder Subantarktis vorkommen (Pugh 1993, Booth et al. 1985). Die häufigsten Arten dieser Gattung in der maritimen Antarktis gehören zu der Untergattung *Protereuntes*, von der drei Arten bekannt sind (*E. minutus*, *E. exiguus*, *E. parvus* mit zwei Unterarten).

Eupodes Arten wurden bisher im Allgemeinen in Moosrasen oder jungen Moospolstern sowie Postern von *Deschampsia antarctica* gefunden, oft in hohen Abundanzen, aber selten unter Steinen (Gressitt et al. 1963, Gressitt 1967, Usher & Booth 1984). Sie wurden meist relativ gleichmäßig durch das Vegetationsprofil verteilt nachgewiesen, wobei die Adulten oft hoch aggregiert in oberflächlichen Schichten vorkommen und Juvenile tiefer innerhalb des Profils vordringen können (Usher & Booth 1984). Ein deutlicher Jahreszyklus konnte bei den Arten dieser Gattung nicht nachgewiesen werden. Eier schlüpfen bald nachdem sie abgelegt wurden und alle Lebensstadien können überwintern; eine mittlere Generationszeit von 1-2 Jahren ist festgestellt worden (Booth & Usher 1986). Es wird angenommen, dass diese Arten sich von Pilzhyphen und Algen ernähren, sie können aber auch Aasfresser sein (Strong 1967, Goddard 1979c).

Außer den drei unten aufgelisteten Arten wurden im vorliegenden Vorhaben mehrere Individuen dieser Gattung festgestellt, die jedoch juvenil waren und somit nicht bis zur Art determiniert werden konnten.

Eupodes minutus (Strandtmann, 1967)

Die am häufigsten nachgewiesen und am weitesten verbreitete *Eupodes*-Art in der maritimen Antarktis stellt *E. minutus* dar (Abb. 101). Frühere Studien der antarktischen Bodenfauna stellten jedoch nur diese Art fest (Gressitt et al. 1963, Gressitt 1967, Usher & Booth 1984), die nach einer taxonomischen Revision Mitte der 1980er Jahre inzwischen die drei oben aufgelisteten Arten beinhaltet (Booth et al. 1985). Deshalb beziehen sich viele der diese Art betreffenden Informationen - inklusiv der in der Abb. 101 gezeigten Verbreitung - auf nunmehr verschiedene Arten.

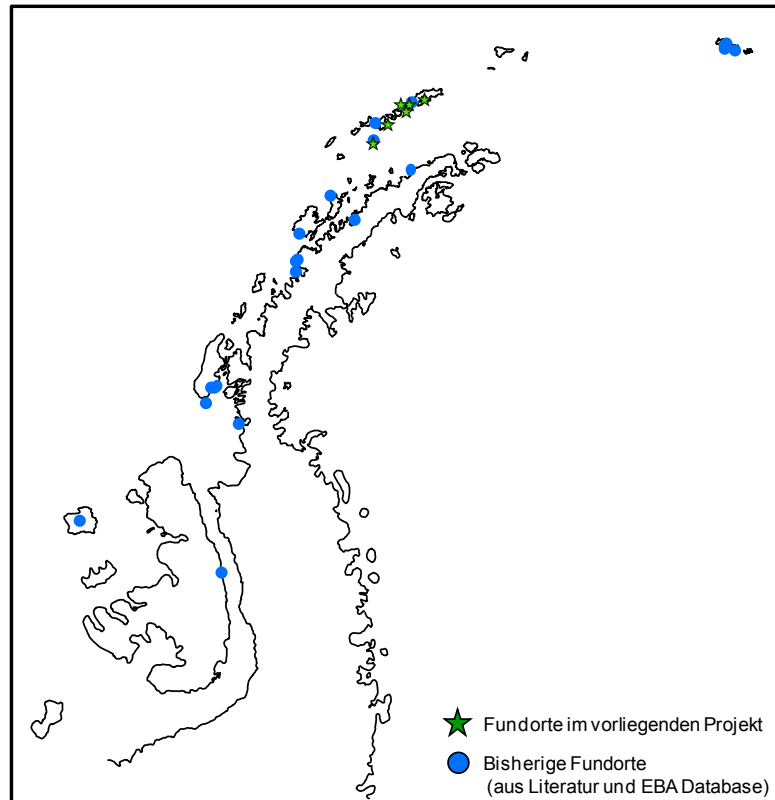
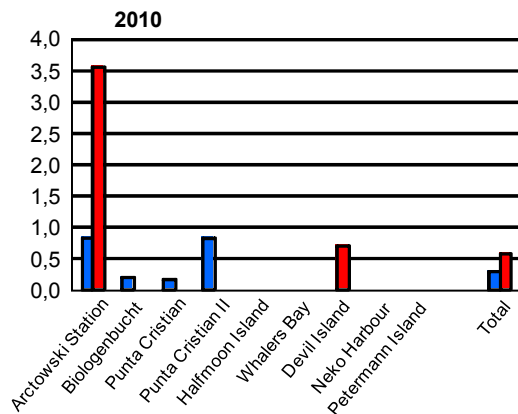


Abb. 101: Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von *E. minutus* (blaue Punkte; inkl. möglicher Fehlbestimmungen) sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt (grüne Sterne). Quellen s. Abb. 94.

Diese Möglichkeit der Artverwechslung außer Acht lassend, wurde *E. minutus* bisher weit verbreitet in vielen maritimen antarktischen Lokalitäten wie auch in der Subantarktis, z. B. auf Südgeorgien (Goddard 1979b), auf den Macquarie- und den Prinz Edward Inseln (Marshall et al. 1999, Barendse 1999, zit. in Convey et al. 2000b) vorgefunden. Die Art wurde meist in den oberen Schichten von Moosen, *Deschampsia antarctica*, Flechten und Rasen von *Prasiola crista* wie auch (wenn auch selten) unter Steinen nachgewiesen (Goddard 1979a, 1979b, Convey et al. 2000b, Usher & Edwards 1984). Sie ist relativ empfindlich gegen Austrocknung und meidet daher trockene Gebiete und ist außerdem photonegativ (meidet besonnte Flächen) (Goddard 1979b). Ihre Hauptnahrung besteht aller Wahrscheinlichkeit nach aus epiphytische Algen und Pilzhypen (Strong 1967, Goddard 1979c).

Während der vorliegenden Studie wurde *E. minutus* hauptsächlich auf und um King George Island, aber auch auf Halfmoon Island und Deception Island (Whalers Bay) nachgewiesen, auf den zwei letztgenannten Lokalität allerdings nur 2010 (Abb. 101). Innerhalb aller dieser Lokalitäten wurde die Art jedoch nur in vereinzelten Proben und mit sehr wenig Individuen erfasst, was im starken Kontrast zu den in der Literatur angegebenen höheren Dichten und häufigen Nachweisen steht. Bei dieser Art konnte keine signifikante Korrelation zu den Habitatparameter festgestellt werden. *E. minutes* wurde sowohl in von Menschen beeinflussten als auch in unbeeinflussten Arealen nachgewiesen, wobei Dichteunterschiede zwischen diesen zwei Arealtypen von Lokalitäten zu Lokalität verschieden waren, sodass keine statistisch signifikanter menschlicher Einfluss auf diese Art festgestellt werden konnte (Abb. 102). Die Kovarianzanalysen erbrachten keine Ergebnisse.



2011

2011 nicht nachgewiesen

Abb. 102: Dichten von *E. minutus* (in Individuen je 100 cm³ Substrat), die in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen im Jahr 2010 erfasst wurden.

Eupodes exiguus Booth, Edwards & Usher, 1985

E. exiguus ist eine kleine *Eupodes* Art, die *E. minutus* sehr ähnlich ist und offensichtlich bisher kaum in der maritimen Antarktis nachgewiesen wurde (Abb. 103). Entsprechend sind ökologische Informationen zu dieser Art bezüglich bevorzugter Habitattypen oder Nahrungsressourcen so gut wie nicht vorhanden.

Im Gegensatz zum Mangel an veröffentlichten Informationen zu *E. exiguus*, stellt sie die am häufigsten in der vorliegenden Studie in beiden Untersuchungs Jahre gefundene *Eupodes* Art dar. Sie war weit auf den Südlichen Shetlandinseln verbreitet, wurde aber ebenfalls auf der Antarktische Halbinsel nachgewiesen (Abb. 103). Sie kam häufig sympatrisch (= gemeinsam) mit *E. minutus* vor, aber in Dichten, die oft eine Größenordnung höher waren. Aufgrund der großen morphologischen Ähnlichkeit zu *E. minutus* ist nicht auszuschließen, dass Literaturdaten zur Verbreitung von *E. exiguus* teilweise auf Fehlbestimmungen beruhen. Da *E. exiguus* jedoch taxonomische Merkmale besitzt, die bei *E. minutus* nicht vorkommen, erlaubt die Identifizierung dieser Merkmale durchaus eine sichere Bestimmung.

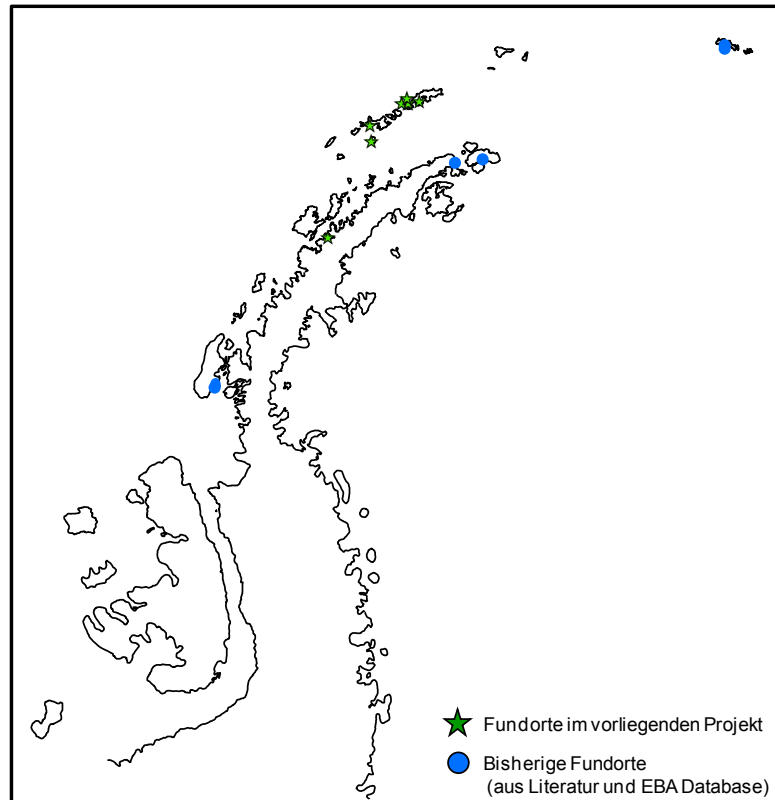


Abb. 103: Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von *E. exiguus* (blaue Punkte) sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt (grüne Sterne). Quellen s. Abb. 94.

E. exiguus korrelierte positiv mit Vegetationsbedeckung und der Menge und Qualität des organischen Materials, sowie negativ mit Bodentemperatur (Anhang 4, Tabelle A4-2). Diese Art wurde sowohl in anthropogen beeinflussten als auch unbeeinflussten Arealen gefunden, wobei ihre Dichten oft signifikant höher in den von Menschen beeinflussten Arealen waren (Abb. 104; Anhang 5, Tabelle A5-5).

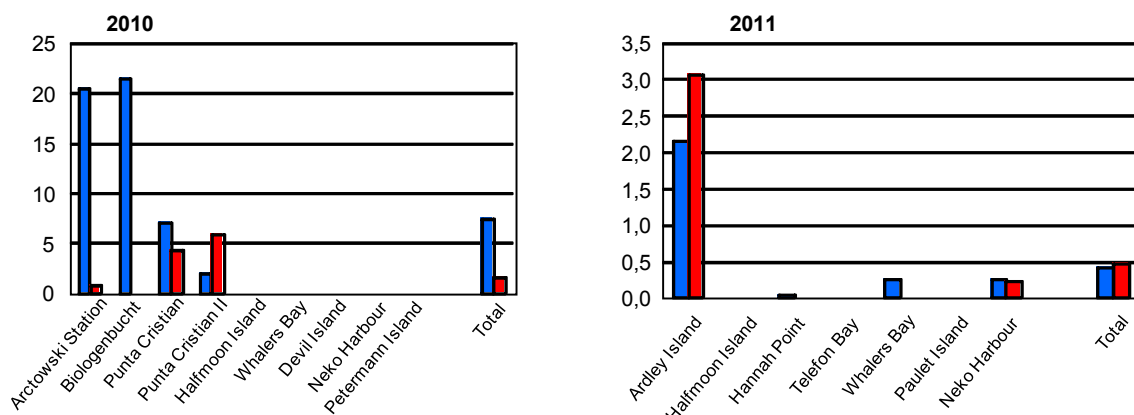


Abb. 104: Dichten von *E. exiguus* (in Individuen je 100 cm³ Substrat), die in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurden.

Die Kovarianzanalyse erbrachte Ergebnisse, die denen der reinen Varianzanalyse ähneln, wobei die Dichten von *E. exiguus* insbesondere im Jahr 2010 signifikant höher in den von Menschen beeinflussten Arealen sind (Abb. 105; Anhang 6, Tabelle A6-2). Diese Unterschiede sind stärker

bei hoher Vegetationsbedeckung, was sich in der signifikanten statistischen Interaktion zwischen menschlicher Beeinflussung und Vegetationsbedeckung ausdrückt.

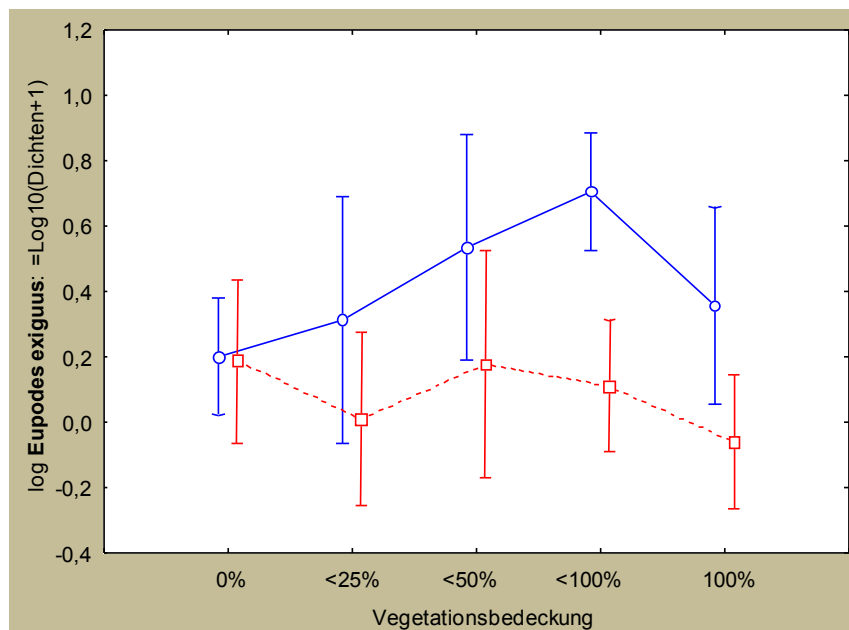


Abb. 105: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 erfassten Dichten von *E. exiguus* nachdem verschiedene Hintergrundparameter ausgefiltert wurden. Bilderläuterung siehe Abb. 89.

Eupodes parvus Booth, Edwards & Usher, 1985

E. parvus ist etwas größer als die zwei vorherigen Arten. Sie wurde bisher relativ weit verbreitet auf und um der Antarktischen Halbinsel gefunden (Abb. 106), öfter als zum Beispiel *E. exiguus*, u. U. weil sie aufgrund ihrer Größe leichter zu erkennen ist. Sehr wenig expliziter Information bezüglich ihrer Habitatpräferenzen ist mit Ausnahme von vereinzelten Beobachtungen vorhanden. Demnach ist sie z. B. in Algenrasen, Moosen oder Vogelnestern gefunden worden (mit den höchsten Dichten in toten Moosen), jedoch nicht unter Steinen (Convey & Quintana 1997).

Bei diesen Untersuchungen wurde die Art nur auf King George Island und Ardley Island nachgewiesen (Abb. 106), welche die Lokalitäten mit der dichtesten Vegetation darstellen. Sie wurde meist sporadisch mit nur wenigen Individuen in nur wenigen Proben beobachtet. Das Vorkommen von *E. parvus* korrelierte mit keinem Habitatparameter signifikant. Im Jahr 2010 wurde sie ausschließlich auf anthropogen unbeeinflussten Arealen auf King George Island nachgewiesen; ihre Dichten in diesen Arealen waren entsprechend signifikant höher als in den beeinflussten Arealen (Abb. 107; Anhang 5, Tabelle A5-5). Im darauffolgenden Jahr wurden jedoch viel mehr Individuen in den anthropogen beeinflussten Arealen gefunden, allerdings ausschließlich auf Ardley Island. Die höheren Zahlen in den beeinflussten Arealen waren zum Teil auf eine Aggregation zahlreicher Individuen in einer einzelnen Probe zurückzuführen. Aufgrund dieser hohen Variabilität von Probe zu Probe waren die Dichteunterschiede zwischen den beeinflussten und unbeeinflussten Arealen im Jahr 2011 statistisch nicht signifikant. Diese unterschiedlichen Verbreitungsmuster in den zwei Untersuchungsjahren sowie zwischen den Lokalitäten führte dazu, dass insgesamt keine statistisch gesicherte menschliche Beeinflussung

auf das Vorkommen der Art festgestellt werden konnte. Die Kovarianzanalysen lieferten keine Ergebnisse für diese Art.

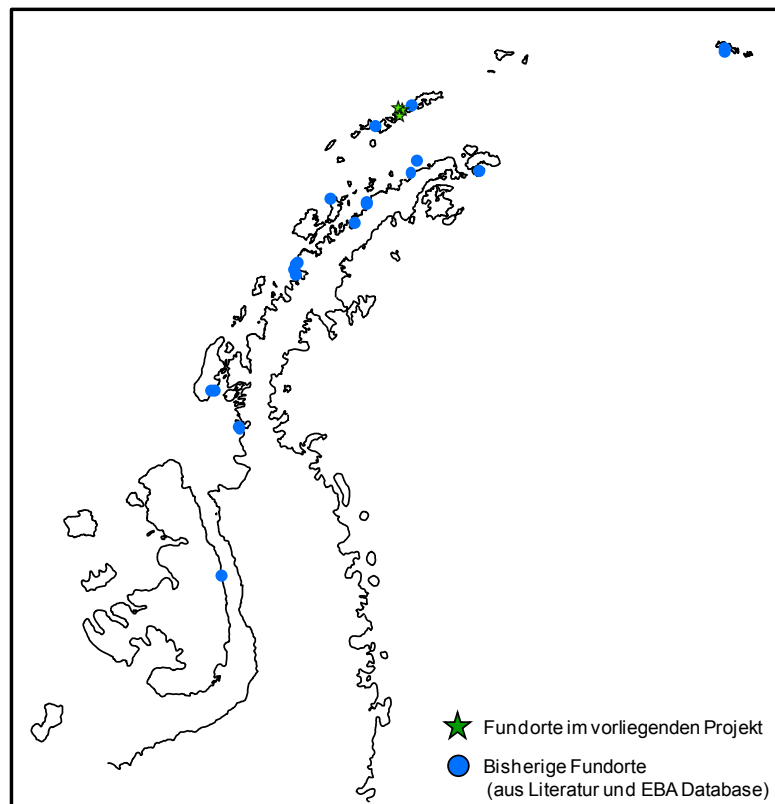


Abb. 106: Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von *E. parvus* (blaue Punkte) sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt (grüne Sterne). Quellen s. Abb. 94.

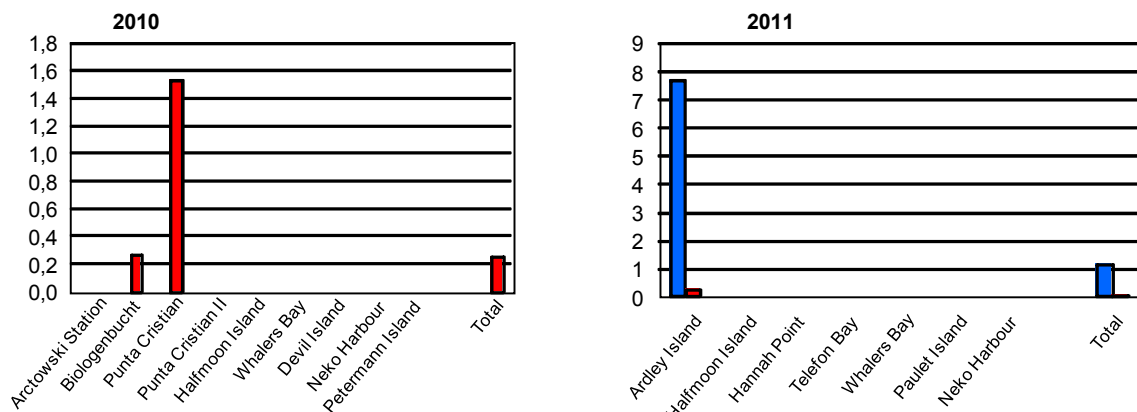


Abb. 107: Dichten von *E. parvus* (in Individuen je 100 cm³ Substrat), die in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurden.

Stereotydeus villosus (Trouessart, 1902)

Die Gattung *Stereotydeus* ist ebenfalls eine der artenreicheren und am weitesten verbreiteten Gattungen der antarktischen Actinedienfauna mit acht Arten, die auf dem Kontinent und assoziierten Inseln vorkommen (Goddard 1979b, Pugh 1993). Innerhalb der Familie Penthalodidae gibt es auf Gattungsebene starke Unterschiede zwischen den arktischen und antarktischen Faunen, wobei Arten der Gattung *Penthalodes* in der Arktis (sowie in andere

Gebieten weltweit) verbreitet sind, während in der Antarktis nur Arten der Gattung *Stereotydeus* vorkommen (Strandtmann 1968).

Die Art *S. villosus* ist nur aus der maritimen Antarktis bekannt (Convey et al. 2000b), wo sie sehr weit verbreitet ist (Abb. 108) und in vielen verschiedenen Habitattypen vorkommt (Strong 1967, Gressitt 1967, Convey & Quintana 1997, Convey & Smith 1997). Trotz dieser Vielfalt an Habitattypen wurde sie am häufigsten und in höchsten Dichten auf oder unter Steinen gefunden (Gressitt 1967, Goddard 1979b, Usher & Booth 1984, Richard et al. 1994, Convey & Quintana 1997, Convey & Smith 1997), allerdings - wenn auch seltener - in Moosen und Flechten, wie auch in *Deschampsia antarctica* (Dalenius 1965, Gressitt 1967, Usher & Edwards 1984, Convey & Quintana 1997, Gressitt et al. 1963). Die Art ist etwas photonegativ, mit einem deutlichen diurnalen Aktivitätszyklus und höheren Aktivitäten während der Nacht (Strong 1967, Goddard 1979b). Einerseits toleriert sie höhere Temperaturen nicht, wird sehr träge oberhalb von 15 °C und stirbt innerhalb von Minuten bei 25 °C, andererseits bleibt sie bis -16 °C aktiv (2107). *S. villosus* ernährt sich offensichtlich von Pilzhyphen, Algen wie auch möglicherweise von totem Pflanzenmaterial (Gressitt 1967, Strong 1967, Goddard 1979c).

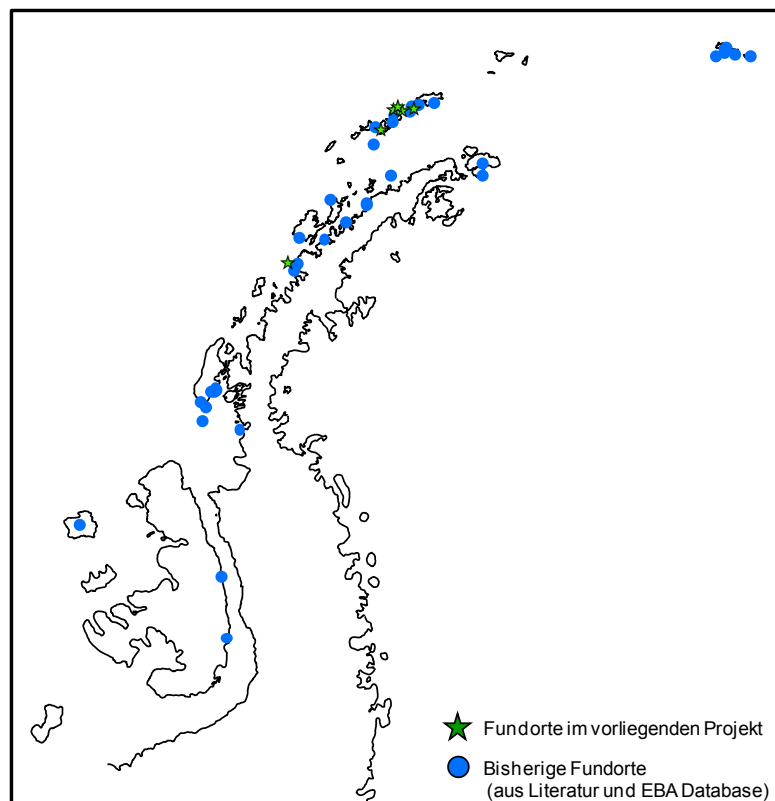


Abb. 108: Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von *S. villosus* (blaue Punkte) sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt (grüne Sterne). Quellen s. Abb. 94.

Im Gegensatz zur Tatsache, dass sie einer der in bisherigen Studien am häufigsten gefunden Actinidenarten darstellt, wurde *S. villosus* in der vorliegenden Untersuchungen lediglich 2010 und meist einzeln oder mit wenigen Individuen in vereinzelter Proben nachgewiesen, allerdings in mehreren Lokalitäten (Abb. 108). Eine Ausnahme stellt die zweite Lokalität auf Punta Christian dar, wo die Art in mehreren Proben in größeren Populationen festgestellt wurde. Sie korrelierten mit keinem Habitatparameter (Anhang 4, Tabelle A4.2). Ihre Verteilung in anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen war lokalitätsspezifisch (Abb. 109).

Deshalb konnten insgesamt keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen diesen Beeinflussungstypen festgestellt werden.

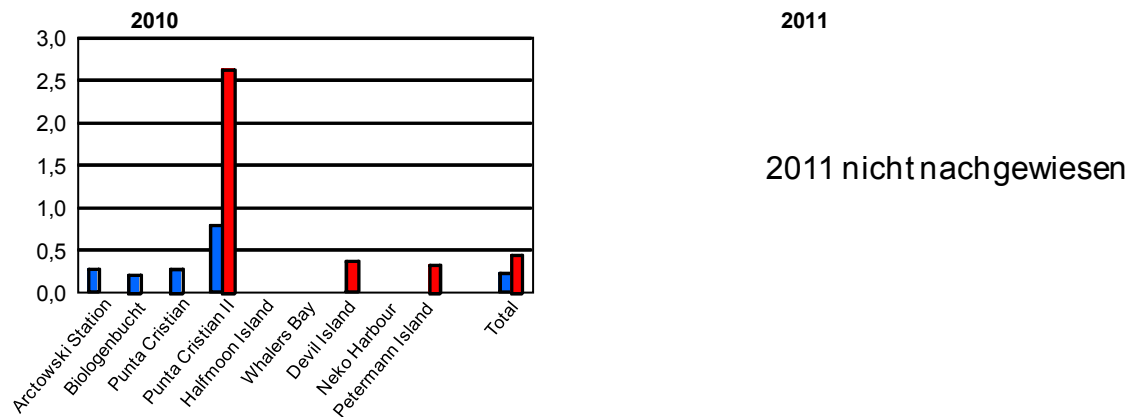


Abb. 109: Dichten von *S. villosus* (in Individuen 100 je cm³ Substrat), die in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen im Jahr 2010 erfasst wurden.

Rhagidia gerlachei (Trouessart, 1903)

Eine weitere in den Untersuchungen der antarktischen Bodenfauna häufig gefundene Art stellt *R. gerlachei* dar; sie ist offensichtlich in der maritime Antarktis sehr weit verbreitet durch die maritime Antarktis hindurch (Abb. 110). Als eine von zwei in der Antarktis vorkommenden *Rhagidia* Arten ist *R. gerlachei* groß und ein sehr aktiver Räuber, der sich hauptsächlich von Collembola ernährt (Lister 1984 [zit in Convey & Quintana 1997], Gressitt 1967, Strong 1967). Die Art kommt in einer Vielzahl von Habitattypen vor, z. B. in *Prasiola*-Rasen, Flechten oder Moosen (Gressitt 1967, Convey & Quintana 1997), findet jedoch ihr häufigstes Vorkommen und höchste Dichten unter oder auf Steinen (Dalenius 1965, Strong 1967, Richard et al. 1994, Convey & Quintana 1997, Convey & Smith 1997). Sie benötigt anscheinend eine sehr hohe Luftfeuchtigkeit, die in antarktischen Habitaten häufig unter Steinen zu finden ist (Strong 1967).

In dieser Studie wurden *Rhagidia* Arten in nur zwei Lokalitäten (im Jahr 2010) jeweils mit einem einzigen Individuum nachgewiesen (Abb. 110). Dass dieses Taxon in der vorliegenden Untersuchung kaum festgestellt wurde, obwohl sie in früheren Studien sehr häufig gefunden wurde, liegt vermutlich an dem Unterschied zwischen den beprobten Substraten (hier wurden eher Bodenmaterial und Vegetation statt Steine beprobt). Die Art wird lediglich hier erwähnt und diskutiert, weil sie ein so häufig auf der Antarktischen Halbinsel gefundenes Taxon der Actinedida darstellt. Da aber nur zwei Individuen festgestellt wurden, kann eine statistische Analyse weder zum Verhältnis zu verschiedenen Habitatparameter noch zu der menschlichen Beeinflussung ihrer Verteilung durchgeführt werden.

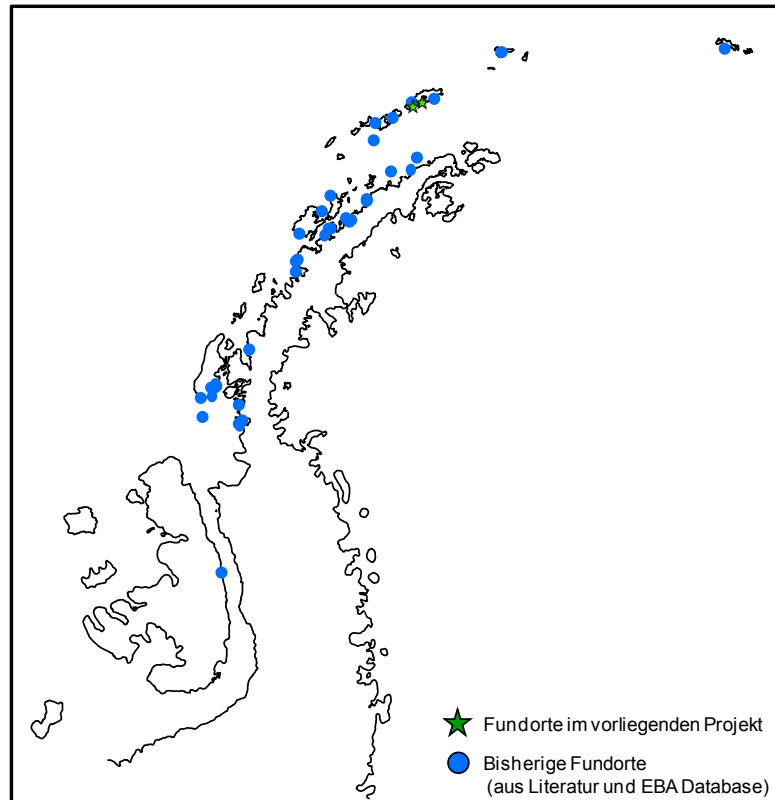


Abb. 110: Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von *R. gerlachei* (blaue Punkte) sowie die Lokalisationen ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt (grüne Sterne). Quellen s. Abb. 94.

Ereynetes macquariensis Fain, 1962

Wie bei den oben beschriebenen Arten gehört *E. macquariensis* zu der typischen maritimen antarktischen Actinedidenfauna, wobei sie bisher v. a. auf der nördlichen Antarktischen Halbinsel, den Südlichen Shetlandinseln sowie den Südlichen Sandwichinseln gefunden wurde (Abb. 111). Die Art ist ebenfalls aus verschiedenen subantarktischen Inseln bekannt (Pugh 1993, Marshall et al. 1999). In der maritimen Antarktis wurde sie häufig in algenreichen Böden, Moosen, *Prasiola*- oder *Deschampsia antarctica*-Rasen gefunden, wobei die Art anscheinend am häufigsten und in ihren höchsten Dichten in Moosen vorkommt (Strandtmann & Tilbrook 1968, Goddard 1979b, Usher & Edwards 1984). In Moosrasen ist *E. macquariensis* oft vertikal gleichmäßig durch das Profil verteilt, wobei adulte Tiere tiefer im Substrat als juvenile vorgefunden werden können (Goddard 1979a, Usher & Booth 1984). Im Gegensatz zu anderen Arten bildet sie anscheinend wenige Aggregationen (Usher & Booth 1984). Diese Art scheint besonders empfindlich gegen Austrocknung zu sein (Goddard 1979b), was das Vorkommen im tieferen Vegetationsprofil erklären kann. Larven schlüpfen im Sommer (Dezember und Januar) aus den Eiern, wobei andere Lebensstadien durch das Jahr hindurch gefunden werden können; die Art überwintert offensichtlich als drittes Nymphstadium (Tritonymphen) oder als adulte Tiere (Booth & Usher 1986). *E. macquariensis* scheint sich von Algen und Pilze zu ernähren (Goddard 1979c), könnte aber auch räuberisch sein (Usher & Booth 1984).

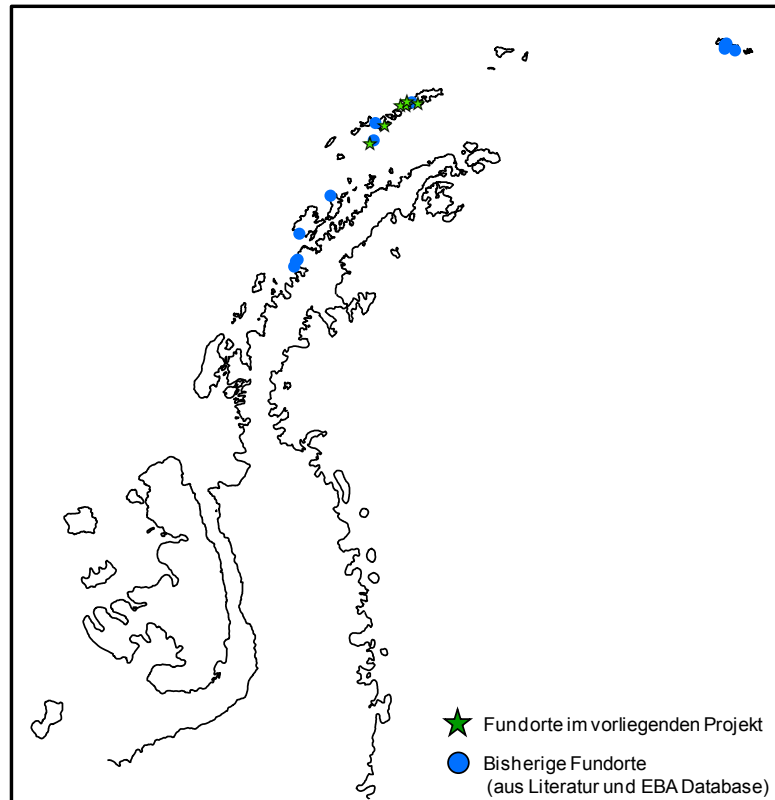


Abb. 111: Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von *E. macquariensis* (blaue Punkte) sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt (grüne Sterne). Quellen s. Abb. 94.

Bei den vorliegenden Untersuchungen wurde die Art hauptsächlich auf den Südlichen Shetlandinseln in beiden Untersuchungsjahren nachgewiesen (Abb. 111). In den Lokalitäten, wo sie vorkam, wurde sie oft als individuenreich und in vielen Proben verteilt erfasst. Hauptsächlich wurden Juvenile registriert. *E. macquariensis* korrelierte positiv zu Vegetationsbedeckung in beiden Untersuchungsjahren sowie zur Menge und Qualität des organischen Materials im Jahr 2010 und zur Bodenfeuchte im Jahr 2011 (Anhang 4, Tabelle A4-2). Sie korrelierte im Jahr 2010 negativ (= niedrigere Dichten) in Richtung feinkörniger Bodensubstrate und bevorzugt demnach eher grobsandige und kiesige Böden. Diese Art war im Allgemeinen ahreicher in von Menschen *nicht* beeinflussten Arealen (Abb. 112), obwohl dies lediglich 2011 oder in beiden Untersuchungsjahr zusammen statistisch signifikant war (Anhang 5, Tabelle A5-5).

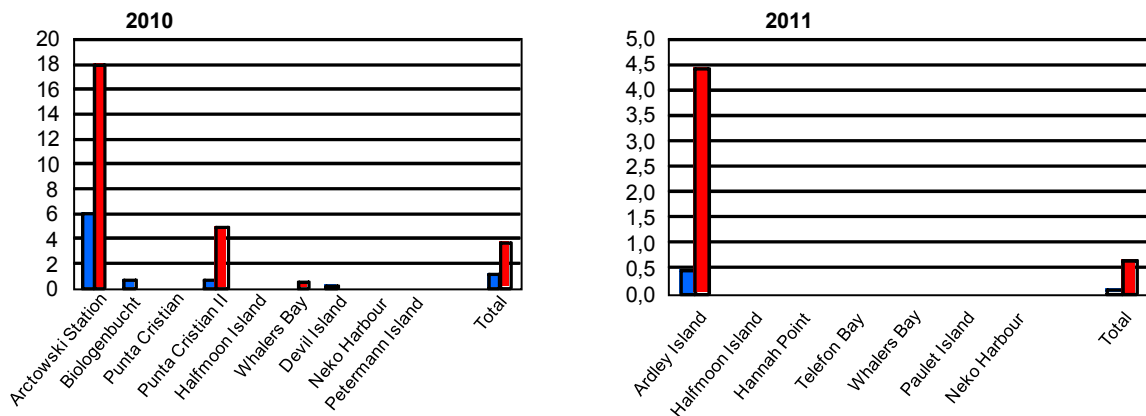


Abb. 112: Dichten von *E. macquariensis* (in Individuen 100 je cm³ Substrat), die in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurden.

Die Ergebnisse der Kovarianzanalyse der Dichten von *E. macquariensis* waren diejenigen der Korrelations- und Varianzanalyse ähnlich. Das Herausfiltern von Habitatparameter offenbarten im Jahr 2010 signifikant höhere Dichten in Proben mit stärkerer Vegetationsbedeckung (Abb. 113; Anhang 6, Tabelle A6-2) und konnte im Jahr 2011 eine signifikante Interaktion zwischen menschlicher Beeinflussung und Vegetationsbedeckung aufzeigen, mit höheren Dichten in anthropogen unbeeinflussten Arealen, die eine stärkere Vegetationsbedeckung aufwiesen (Abb. 114).

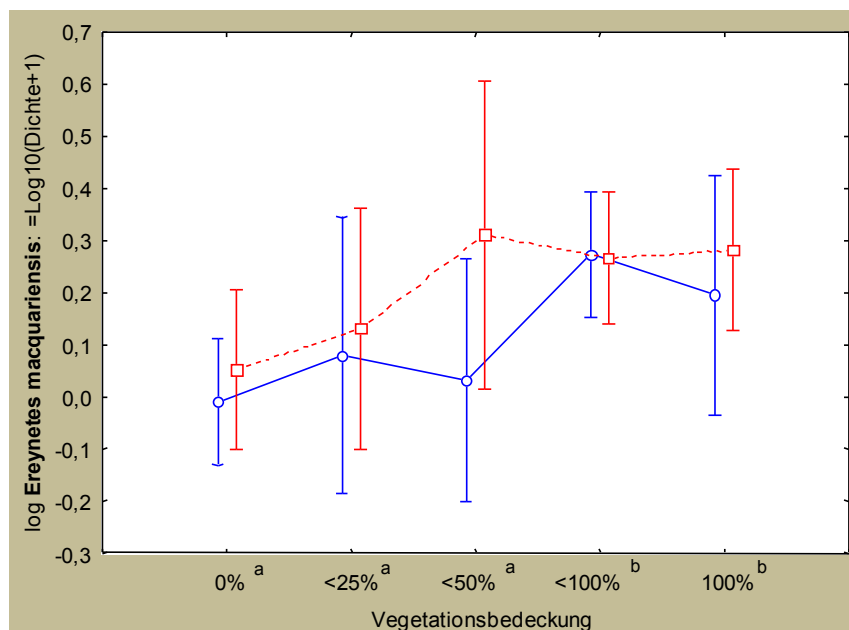


Abb. 113: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 erfassten Dichten von *E. macquariensis* nachdem verschiedene Hintergrundparameter ausgefiltert wurden. Bilderläuterung siehe Abb. 89. Die negativen Werte in der Y-Achse ergeben sich aus dem Logarithmus sehr niedriger Dichten.

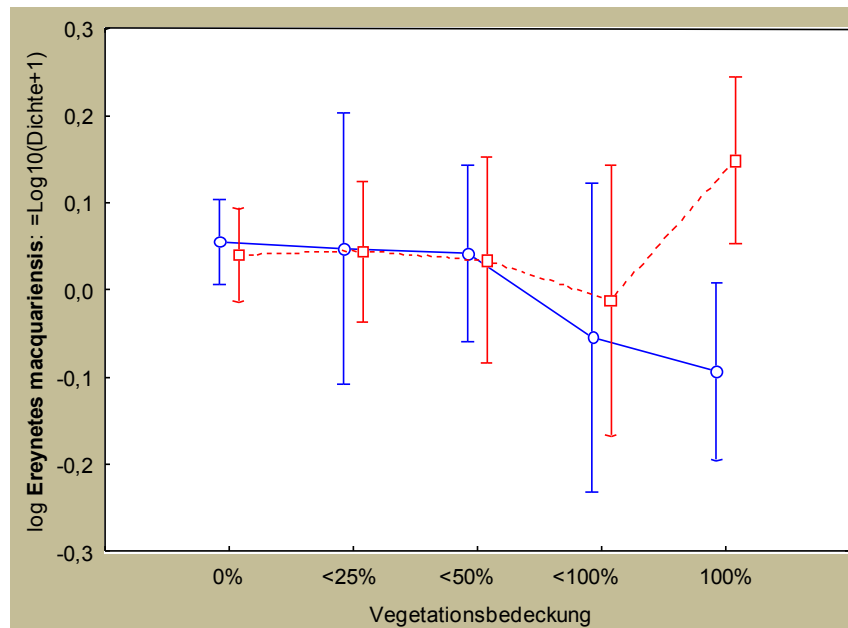


Abb. 114: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2011 erfassten Dichten von *E. macquariensis* nachdem verschiedene Hintergrundparameter ausgefiltert wurden. Bilderläuterung siehe Abb. 89. Die negativen Werte in der Y-Achse ergeben sich aus dem Logarithmus sehr niedriger Dichten.

Apotriophydeus Arten

Apotriophydeus Arten sind sehr kleine tydeoide Milben (= Arten der Familien Meyerellidae, Iolinidae und Tydaeidae), von denen seit der taxonomischen Revision von Usher & Edwards (1986a) fünf Arten bekannt sind. Obwohl diese Arten bisher weit verteilt innerhalb der maritimen Antarktis gefunden wurden (Abb. 115), sind nur wenige Informationen bezüglich ihrer Habitatpräferenzen bekannt. Sie wurde beispielsweise konzentriert in einer Tiefe von 3-6 cm im Rasen von *Deschampsia antarctica* gefunden (Usher & Edwards 1984). Usher & Edwards (1986a) beschrieb die Arten als vor allem in Flechten und Moosen vorkommend, konnte aber auch von einer räumlichen Niscentrennung der unterschiedlichen maritimen antarktischen Arten berichten: *A. penola* kommt in von Moosen dominierten Gebieten vor; *A. terror* in Felsschuttfluren („fellfields“) und *A. scotia* in einer Vielzahl unterschiedlicher Habitattypen, am häufigsten jedoch in trockeneren, von Flechten dominierten Habitaten oder Felsschuttfluren.

Die verschiedenen Arten dieser Gattung sind taxonomisch schwer zu differenzieren; die Arttrennung ist zum Teil nur durch eine mathematische Regression der Größen verschiedener morphologischer Merkmale möglich. In der vorliegenden Studie war es nicht möglich, auf diese Weise alle Individuen auf Artebenen zu differenzieren. Deshalb wurde meistens eine repräsentative Anzahl der Arten jeder Probe determiniert. Aller Wahrscheinlichkeiten nach waren zwei Arten vorhanden: *A. scotia* und möglicherweise auch *A. wilkesi*. Diese Individuen wurden hauptsächlich in den Südlichen Shetlandinseln vorgefunden, aber auch auf Neko Harbour (Abb. 115). Die Exemplare wurden meist einzeln oder als wenige Individuen in vereinzelter Proben der unterschiedlichen Lokalitäten nachgewiesen, mit der Ausnahme von Punta Christian, wo die Arten weiter verbreitet vorkamen und in Aggregation von sehr vielen Individuen (> 100) in einzelnen Proben erfasst wurde. *A. scotia* korrelierte lediglich zur Bodentemperatur und zwar negativ und nur im Jahr 2010 (Anhang 4, Tabelle A4-2).

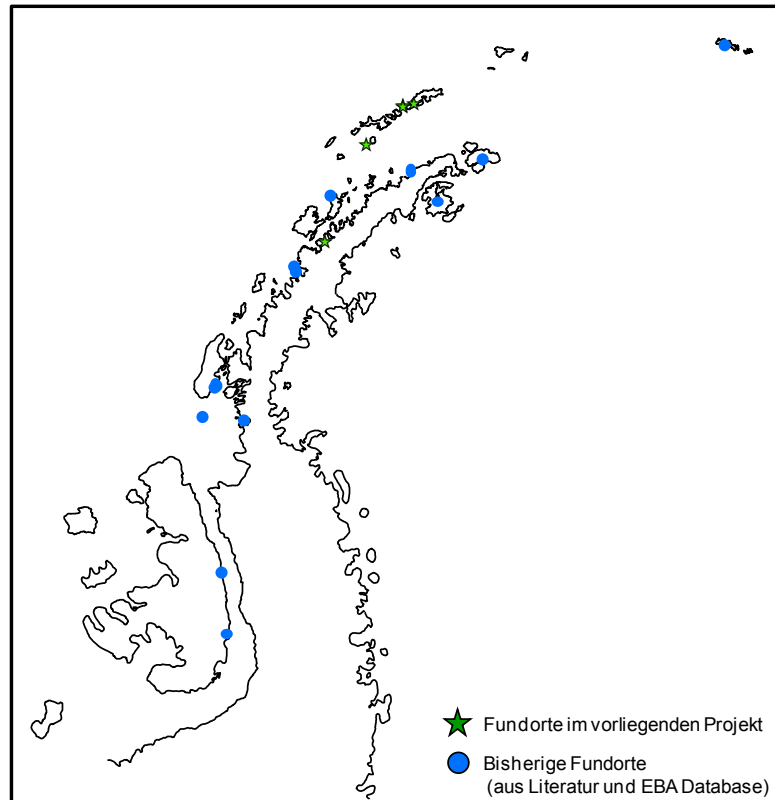


Abb. 115: Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von *Apotriophyteus*-Arten (blaue Punkte) sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt (grüne Sterne). Quellen s. Abb. 94.

Obwohl in den Lokalitäten, in denen *Apotriophyteus*-Arten nachgewiesen wurden, diese meist zahlreicher in den anthropogen unbeeinflussten Arealen erfasst wurden (Abb. 116), waren die quantitativen Unterschiede aufgrund der hohen Variabilität zwischen den einzelnen Proben statistisch nicht signifikant (wobei sehr viele Proben keine Individuen enthielten).

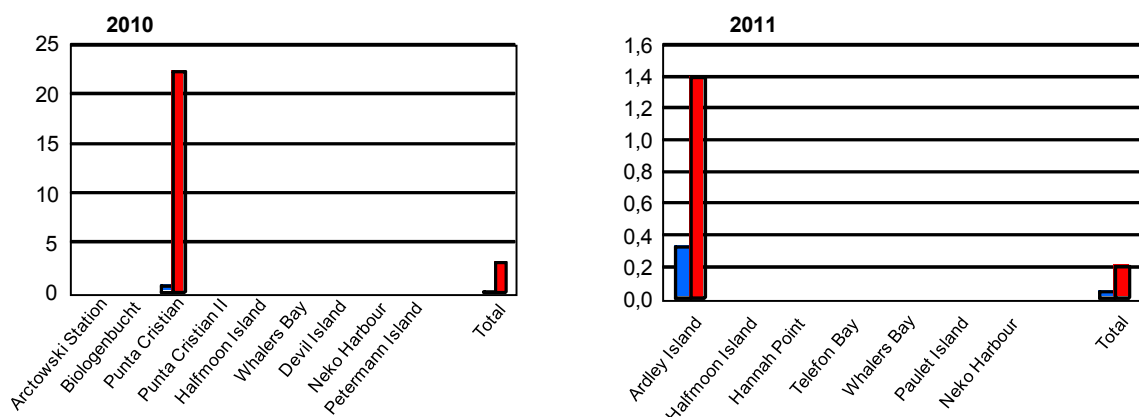


Abb. 116: Dichten von *Apotriophyteus*-Arten (in Individuen je 100 cm³ Substrat), die in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurden.

Andererseits konnte die Kovarianzanalyse im Jahr 2010 einen signifikanten menschlichen Einfluss mit signifikant höheren Dichten in den unbeeinflussten Arealen zeigen (Anhang 6, Tabelle A6-2). Allerdings traf dies nur Arealen mit mittlerer Vegetationsbedeckung zu, was

durch die signifikante Interaktion zwischen menschlicher Beeinflussung und Vegetationsbedeckung deutlich wurde (Abb. 117).

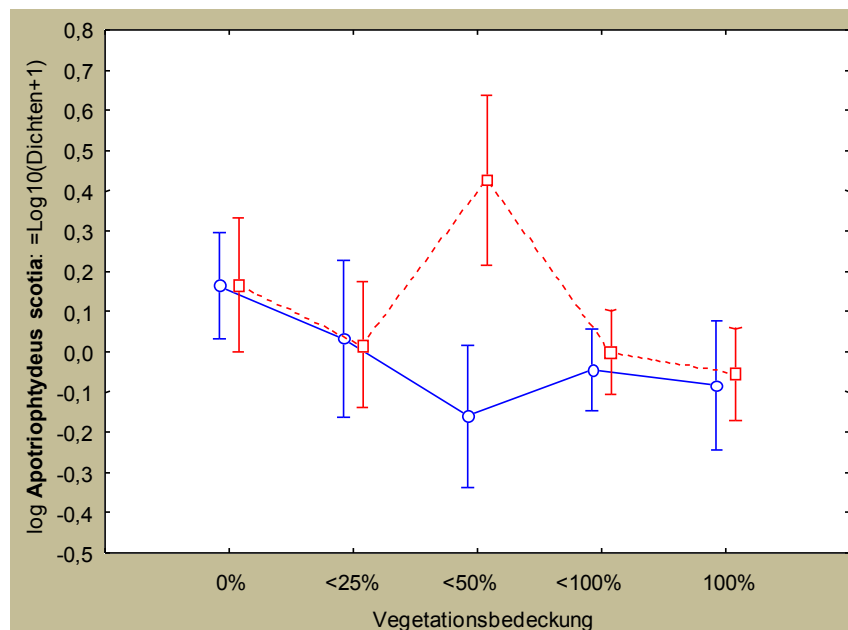


Abb. 117: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 erfassten Dichten von *Apotriophydeus scotia* nachdem verschiedene Hintergrundparameter ausgefiltert wurden. Bilderläuterung siehe Abb. 89. Die negativen Werte in der Y-Achse ergeben sich aus dem Logarithmus sehr niedriger Dichten.

Pretriophydeus tilbrooki (Strandtmann, 1967)

P. tilbrooki stellt eine weitere tydeoide Milbenart dar, die sehr häufig bei Untersuchungen in der maritimen Antarktis nachgewiesen wurde (Abb. 118). Wie bei den *Apotriophydeus*-Arten repräsentiert diese Art eine der kleinsten antarktischen Milben (Goddard 1979b). Sie wurde bisher in den verschiedensten Habitattypen gefunden, wobei die unterschiedlichen Studien oft widersprüchlich Angaben bezüglich der Habitatpräferenzen angeben: *P. tilbrooki* wurde sowohl unter Steinen als auch in der Vegetation gefunden (Strong 1967), als selten im Moosrasen von Signey Island betrachtet (Usher & Booth 1984), in Moosen aber nicht unter Steinen oder in Algenmatten nachgewiesen (Convey & Quintana 1997) und in einer anderen Studie kaum in Moosen, aber in großer Aggregation in Matten von *Prasiola crispa* vorgefunden (Goddard 1979b). Deshalb bestimmen offensichtlich andere Faktoren als die Vegetationsbedeckung ihr Vorkommen. *P. tilbrooki* scheint weniger austrocknungsempfindlich als andere Actinedidenarten zu sein und zeigt ebenfalls kein photonegatives Verhalten (Goddard 1979b). Im Gegensatz zu vielen anderen Milbenarten, die (auch) als Juvenile überwintern, scheinen die Adulten das hauptsächliche Überwindungsstadium zu sein (Goddard 1979a). Diese Art ernährt sich anscheinend hauptsächlich von Algen, Pilzhyphen und Flechten (Goddard 1979c, Strong 1967), könnte aber ebenfalls räuberisch sein (Convey et al. 2000a).

In der vorliegenden Studie wurde *P. tilbrooki* lediglich in wenigen Lokalitäten (Abb. 118) und nur sporadisch in einzelnen Proben nachgewiesen. Dies steht im deutlichen Kontrast zu der in der Literatur beschriebenen weiten Verbreitung dieser Art. Aufgrund der sehr wenigen nachgewiesenen Individuen war es nicht möglich, die Beziehungen dieser Art zu Habitatparameter oder zur menschlichen Beeinflussung statistisch zu analysieren. Sie wurde

hier hauptsächlich aufgrund ihrer sonst häufigen Verbreitung in der maritimen Antarktis erwähnt.

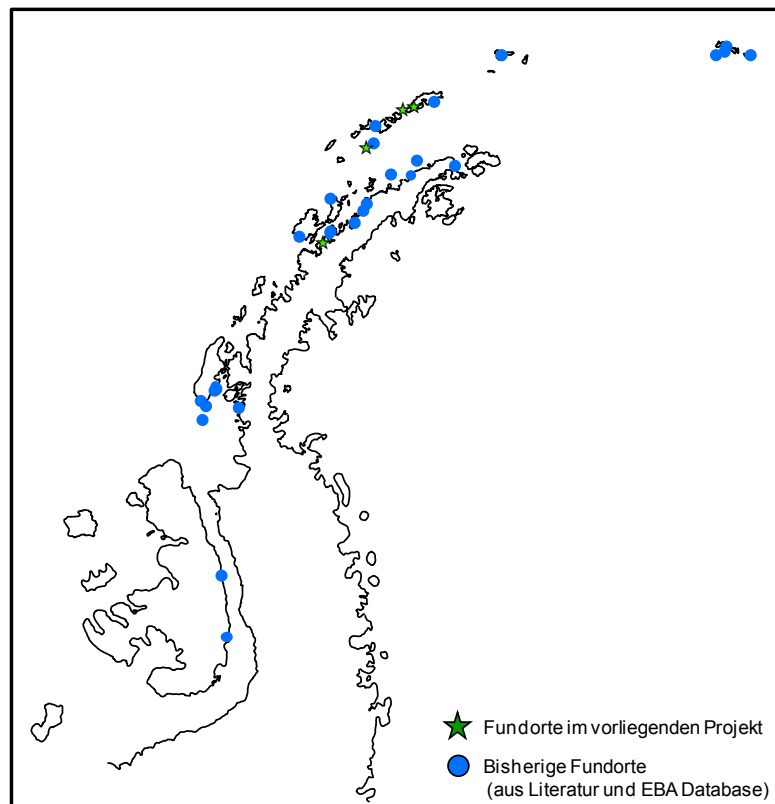


Abb. 118: Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von *P. tilbrooki* (blaue Punkte) sowie die Lokalitäten ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt (grüne Sterne). Quellen s. Abb. 94.

Andere Individuen der verwandten Familie Tydeidae wurden ebenfalls bei den vorliegenden Untersuchungen nachgewiesen. Allerdings wurden sie nur sporadisch als Einzelexemplare in einigen wenigen Proben aus unterschiedlichen Lokalitäten gefunden. Aufgrund der eingeschränkten Möglichkeit zur Bestimmung (die nur bei Adulten vorgenommen werden kann, von denen nur sehr wenig erfasst wurden) wurden diese Exemplare provisorisch als "*Lorryia*" bezeichnet, obwohl es wahrscheinlich ist, dass hierbei mehr als eine Gattung vorhanden ist. Dutzende von Arten dieser Gattung, deren Taxonomie extrem schwierig ist, existieren weltweit (Kazmierski 1998) und aus diesem Grund wird hier nicht näher darauf eingegangen. Arten dieser Gattung wurden für maritime antarktische Lokalitäten aufgelistet, waren jedoch auf Robben parasitierende Arten und wurden als von dieser Wirtsart abgefallene Exemplare betrachtet (Pugh 1993), was bei den hier vorgefundenen Individuen ebenfalls der Fall sein kann.

Bakerdania cf. *antarcticus* (Mahunka, 1967)

Bakerdania antarcticus ist eine kleine pygmeoide Milbe, die erstmals 1967 aus der Antarktischen Halbinsel (Dancoküste, nahe dem Chilenischen Basis Gabriel Gonzalez Vedela) beschrieben wurde (Mahunka 1967). Die Bestimmung aus den vorliegenden Proben ist etwas unsicher, da die ursprüngliche Beschreibung unvollständig ist und diese Gattung weltweit sehr artenreich ist, sodass die Möglichkeit einer falschen Determination nicht ausgeschlossen werden kann. Allerdings stellt diese Art die einzige dieser Gattung dar, die jeweils aus der

Antarktis nachgewiesen werden konnte, obwohl andere Arten aus der Subantarktis bekannt sind (z. B. Cross 1964, 1970). Bisher wurde dieses Taxon nur auf den Südlichen Sandwichinseln, Livingston Island und Deception Island gefunden (Abb. 119). Wenig ist bezüglich ihrer Habitatpräferenzen bekannt. Sie wurde lediglich als assoziiert mit Vogelnestern erwähnt (Tilbrook 1967b, Goddard 1979b als *Pygmephorus* sp.).

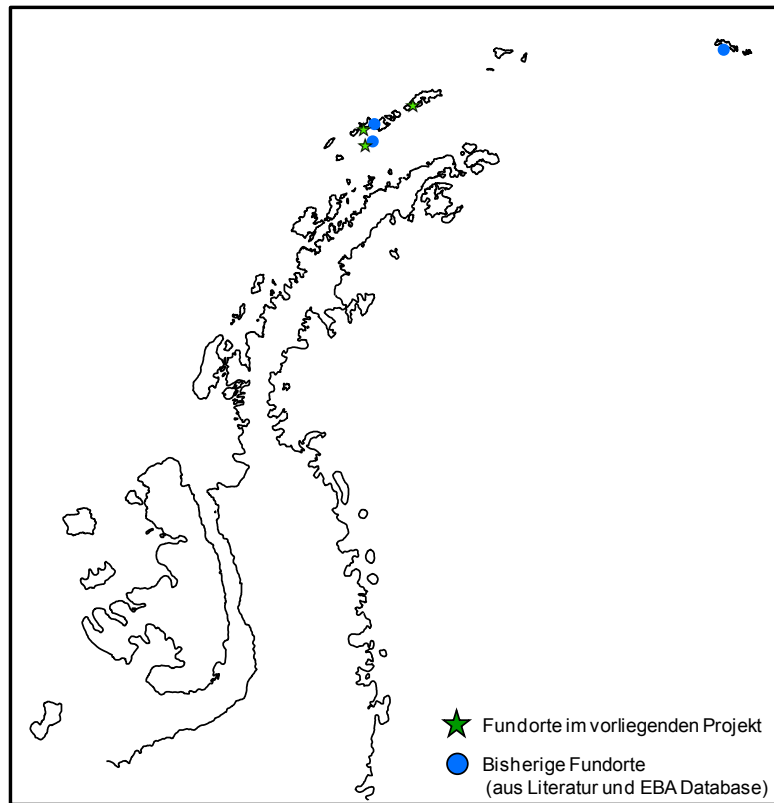


Abb. 119: Bisherige Fundorte in der maritimen Antarktis von *B. antarcticus* (blaue Punkte) sowie die Lokalisationen ihrer Erfassung im vorliegenden Projekt (grüne Sterne). Quellen s. Abb. 94.

In der vorliegenden Untersuchung wurde *B. antarcticus* nur in drei Lokalisationen der Südlichen Shetlandinseln nachgewiesen (Abb. 119). Obwohl sie manchmal lediglich mit sehr wenigen Individuen in vereinzelt Proben innerhalb einer Lokalisation erfasst wurde, war die Art eigentlich relativ abundant und weit verbreitet in der Nähe der Arctowski Station (King George Island) und auf Whalers Bay (Deception Island). Im Jahr 2010 korrelierte die Art positiv mit Bodenfeuchte Anhang 4, Tabelle A4-2). 2010 wurden in der Nähe der Arctowski Station etwas mehr Individuen in den anthropogen unbeeinflussten Arealen erfasst als in den beeinflussten Arealen. Wurden die Ergebnisse dieser Art allerdings in Dichte pro Volumeneinheit umgerechnet, waren die Dichten tatsächlich in den beeinflussten Arealen höher (Abb. 120). In Whalers Bay wurde die Art 2010 nur in den unbeeinflussten Arealen erfasst. Dadurch waren bei der Gesamtbetrachtung für 2010 die Dichteunterschiede dieser Art zwischen den beeinflussten und unbeeinflussten Arealen statistisch nicht signifikant. Da *B. antarctica* im Jahr 2011 vor allem in den unbeeinflussten Arealen erfasst wurde, waren die Abundanzen in diesen Arealen signifikant höher (Anhang 5, Tabelle A5-5). Daher konnte keine statistisch signifikante menschliche Beeinflussung festgestellt werden, wenn beide Jahre gemeinsam analysiert wurden.

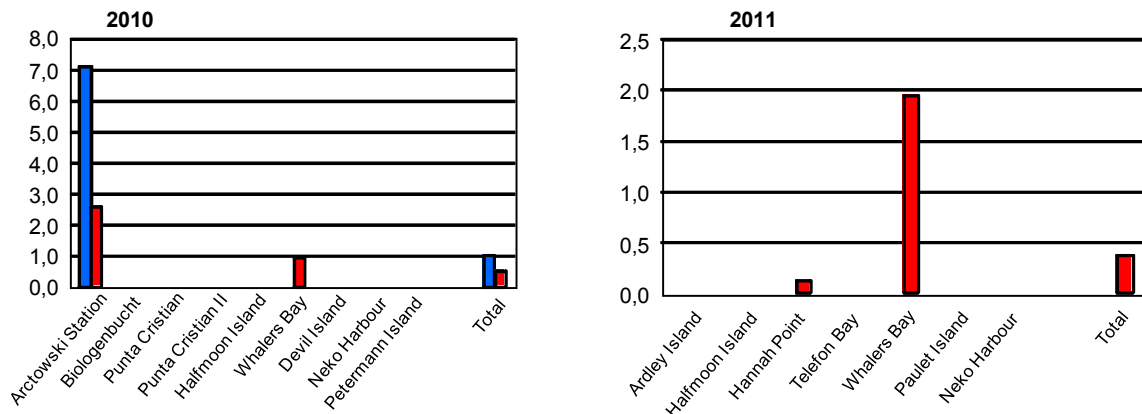


Abb. 120: Dichten von *B. antarcticus* (in Individuen je 100 cm³ Substrat), die in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen in den zwei Untersuchungsjahren erfasst wurden.

Die Kovarianzanalyse widerspiegelte und bestätigte die Ergebnisse der Varianzanalyse. Im Jahr 2010 offenbarten die Kovarianzanalysen, dass *B. antarcticus* in höheren Dichten bei stärkeren Vegetationsbedeckung vorhanden war (Abb. 121; Anhang 6, Tabelle A6-2). Im Jahr 2011 konnte diese Analysen eine signifikante Interaktion zwischen menschlicher Beeinflussung und Vegetationsbedeckung mit höheren Dichten in den anthropogen unbeeinflussten Arealen bei hoher Vegetationsbedeckung aufzeigen (Abb. 122).

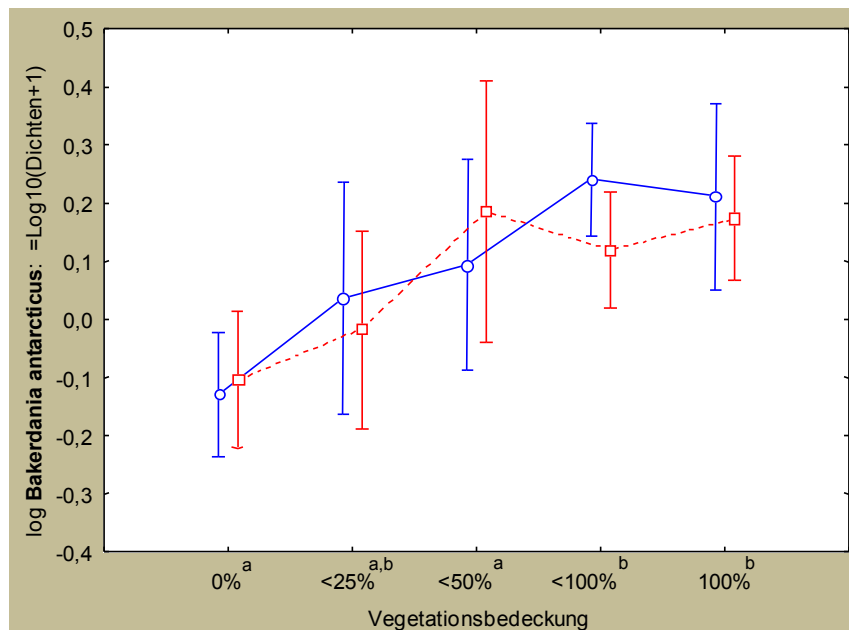


Abb. 121: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2010 erfassten Dichten von *B. antarcticus* nachdem verschiedene Hintergrundparameter ausgefiltert wurden. Bilderläuterung siehe Abb. 89. Die negativen Werte in der Y-Achse ergeben sich aus dem Logarithmus sehr niedriger Dichten.

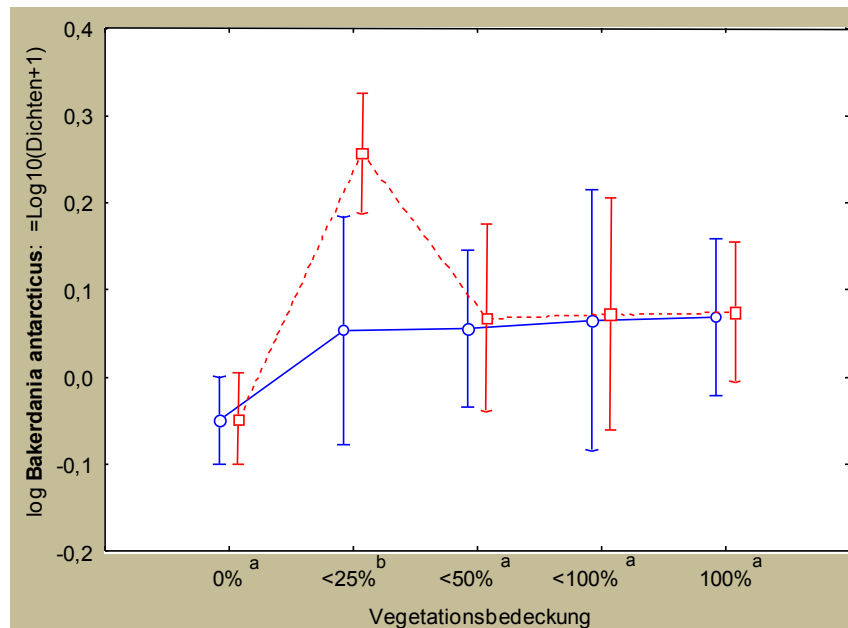


Abb. 122: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2011 erfassten Dichten von *B. antarctica* nachdem verschiedene Hintergrundparameter ausgefiltert wurden. Bilderläuterung siehe Abb. 89. Die negativen Werte in der Y-Achse ergeben sich aus dem Logarithmus sehr niedriger Dichten.

Weiterhin wurde eine Anzahl weiterer Individuen aus verwandten Familien dieser Art erfasst, insbesondere Taxa der Tarsonimidae. Obwohl diese Taxa in der vorliegenden Studie in sehr vielen Lokalitäten erfasst waren (Anhang 3, Tabelle A3-2), wurden meist einzelne, v. a. juvenile Exemplare erfasst. Ihre Taxonomie ist extrem schwierig, so dass mehrere adulte Individuen für eine sichere Bestimmung notwendig sind, die hier jedoch nicht vorhanden waren. Obwohl Taxa dieser Familie als lediglich in der Subantarktis vorkommend aufgeführt werden (Pugh 1993), kann anhand der vorliegenden Daten nicht entschieden werden, ob die hier erfassten Individuen in der Antarktis heimisch oder eingeschleppt sind. Arten dieser Familie sind oft algivor, fungivor sowie auch phytophag (Krantz & Walter 2009), haben also Nahrungspräferenzen, die mit vielen in dieser Studie nachgewiesenen Arten übereinstimmen.

3.4.2.1.2.2 Potenziell eingeschleppte nicht-heimische Arten

Neben den oben beschriebenen Taxa wurden eine Reihe von Gattungen und Arten in den vorliegenden Untersuchungen nachgewiesen, die bisher nicht in der Antarktis registriert wurden. Aufgrund ihrer bekannten weltweiten Verbreitung können sie als zumindest in der maritimen Antarktis potenziell eingeschleppt betrachtet werden, obwohl dies nicht mit absoluter Sicherheit nachgewiesen werden kann.

Alicorhagia Berlese, 1910 sp.

Nur ein einziges Individuum dieses Taxons wurde auf Whalers Bay (Deception Island) im Jahr 2010 erfasst. Obwohl nur dieses Exemplar identifiziert wurde, ist seine Erfassung in der vorliegenden Studie bemerkenswert, da einerseits die Gattung bisher noch nie in der Antarktis nachgewiesen wurde und andererseits ihre Morphologie so auffällig ist, sodass das Taxon sehr schwer zu übersehen ist. Nur ca. fünf Arten dieser Gattung sind bekannt. Allerdings existiert kein Bestimmungsschlüssel für die Gattung und ohne alle Originalbeschreibungen war es nicht möglich, dieses Individuum auf Artebene zu determinieren. Die Gattung kommt weltweit in

vielen verschiedenen Habitattypen vor, von Wüsten bis Wäldern, sodass der Ursprung dieses Individuums wahrscheinlich nicht in der maritimen Antarktis lag. Diese parthenogenetische Gattung ist omnivor und ernährt sich von Algen und Pilzen, benötigt aber Nematoden, um ihre Ernährung zu ergänzen (Kethley 1990). Da hier nur ein Individuum erfasst wurde, kommt die Art höchstens in sehr geringen Populationsgrößen vor. Es ist nicht ausgeschlossen, dass das erfasste Individuum nur ein sporadisches, kürzlich eingeschlepptes Exemplar ohne Möglichkeit zur Etablierung einer überlebungsfähigen Population darstellt.

cf. *Coccotydaeolus krantzii* Baker, 1965

Coccotydaeolus ist eine sehr kleine tydeoide Gattung, von welcher wenig bezüglich ihrer Verteilung bekannt ist, obwohl sie oft weltweit in xerothermen sandigen Habitaten gefunden wurde (Estrada et al. 1988; Cepado-Pizaaro and Whitford 1989; Sanchez-Rocha and Palacios-Vargas 1996; Russell & Alberti 2009). Die Gattung wurde in vielen weltweiten Studien selten bis zur Art bestimmt, obwohl die hier determinierten Individuen zu der Beschreibung von *C. krantzii* sehr gut passt mit der Ausnahme eines einzigen Aspekts: ihrer Chaetotaxie (= Anordnung und Anzahl von Borsten; hier insbesondere auf dem ersten Segment des ersten Beines), die mit der Morphologie der Gattung nicht übereinstimmt. Dadurch muss die Determination noch als vorläufig betrachtet werden: allerdings scheint es nicht gerechtfertigt, ein neues Taxon aufgrund des Mangels eines morphologischen Merkmals aufzustellen. Obwohl diese Art nur mit einzelnen Individuen im Jahr 2010 nachgewiesen wurde, ist der Nachweis in der vorliegenden Studie bemerkenswert, da sie im Jahr 2011 mit sehr vielen Individuen erfasst wurde und relativ weit verbreitet in den hier untersuchten Lokalitäten vorgefunden wurde (Abb. 123), wobei sie besonders abundant auf Whalers Bay (Deception Island) and Neko Harbour war. Die jährlichen Unterschiede sind vermutlich eine Folge der in den beiden Jahren verschiedenen beprobten Areale. Dadurch wurde offensichtlich, dass dieses Taxon in überlebensfähigen Populationen in der maritimen Antarktis vorkommt.

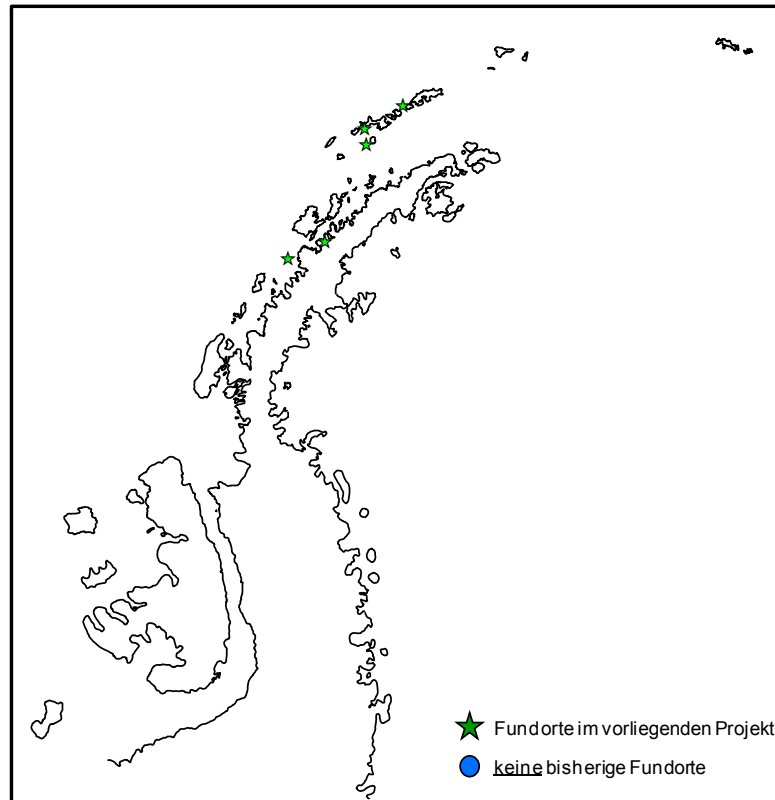


Abb. 123: Fundorte in der maritimen Antarktis von *C. krantzii* im vorliegenden Projekt (grüne Sterne). Quellen s. Abb. 94.

Obwohl diese Art oberflächlich anderen kleinen in der Antarktis vorkommenden tydeoiden Arten z. T. sehr ähnlich ist (z. B., *Paratydeolus*; Usher & Edwards 1986c), sind die morphologischen Merkmale, die üblicherweise für ihre Determination verwendet werden, doch unterschiedlich. Es ist deshalb sehr unwahrscheinlich, dass diese Taxa in der Vergangenheit oder in der vorliegenden Studie falsch bestimmt wurden. Ebenfalls unwahrscheinlich ist, dass die Art in der Vergangenheit übersehen wurde. Aufgrund ihrer hier vorgefundenen weiten Verbreitung in den Untersuchungsgebieten ist dies bemerkenswert. Allerdings - mit Ausnahme von Whalers Bay - wurde sie in Lokalisationen nachgewiesen, die acaralogisch bisher nicht untersucht wurden. Im Jahr 2011 (dem Untersuchungsjahr, in dem die meisten Individuen erfasst wurden) konnte eine negative Korrelation zu den Gehalten an N und C im Boden (als Merkmal nährstoffarmer Böden) festgestellt werden (Anhang 4, Tabelle A4-2). Obwohl in dieser Studie *C. krantzii* in höheren Individuenzahlen in den anthropogen beeinflussten Arealen festgestellt wurde (Abb. 124), war dieses Ergebnis statistisch nicht signifikant.

2010

2010 wenig nachgewiesen

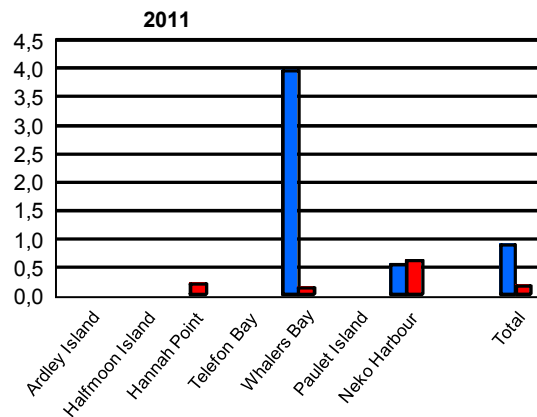


Abb. 124: Dichten von *C. krantzii* (in Individuen je 100 cm³ Substrat), die in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen im Jahr 2011 erfasst wurden.

Beim Herausfiltern verschiedener Habitatparameter zeigte die Kovarianzanalyse eine signifikante Beziehung zwischen der Vegetationsbedeckung und den Dichten von *C. krantzii* (Abb. 125; Anhang 6, Tabelle A6-2), wobei diese Art in ihren höchsten Dichten in Proben ohne jegliche Vegetation vorkam.

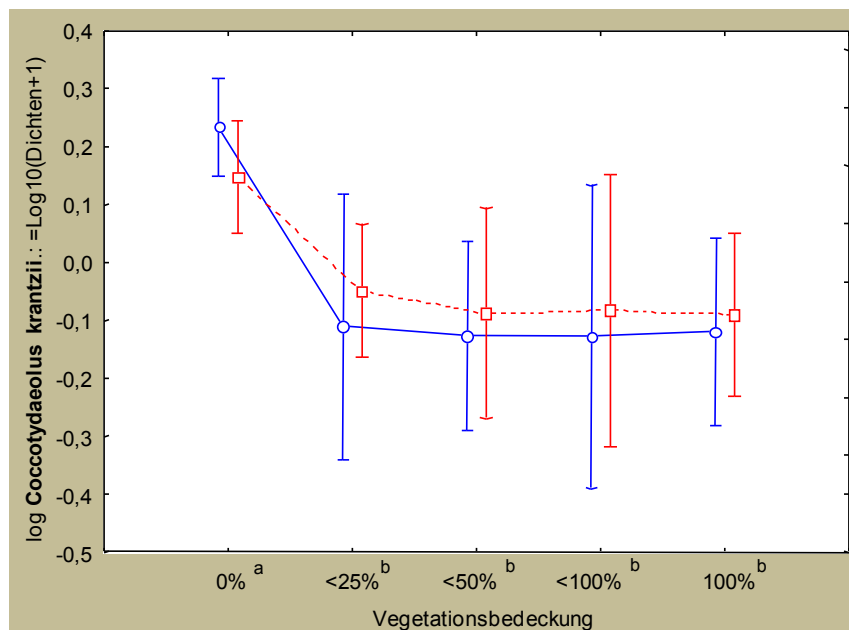


Abb. 125: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der im Jahr 2011 erfassten Dichten von *C. krantzii* nachdem verschiedene Hintergrundparameter ausgefiltert wurden. Bilderläuterung siehe Abb. 89. Die negativen Werte in der Y-Achse ergeben sich aus dem Logarithmus sehr niedriger Dichten.

Speleorchestes Trägårdh, 1909 sp.

Speleorchestes sp. stellt ein weiteres Taxon dar, das weitverbreitet in den vorliegenden Untersuchungsgebieten vorkam (Abb. 126), allerdings fast immer mit vereinzelt Individuen. Obwohl die Gattung einmal in der kontinentalen Antarktis vorgefunden wurde Pugh (1993), scheint dies eine falsche Interpretation der zitierten Veröffentlichung zu sein, denn das Paper (Rounseville & Greenslade 1988) stellt einen morphologischen Vergleich dieser Gattung und *Nanorchestes* dar, wobei nur die letztgenannte Gattung aus der kontinentalen Antarktis

stammt. Die Autoren führen sogar ökologische Unterschiede zwischen den zwei Gattungen auf und geben an, dass *Nanorchestes* in kälteren und feuchteren Habitaten vorkommt, während *Speleorchestes* normalerweise in heißeren und trockeneren Gebieten gefunden wird. Deshalb muss konstatiert werden, dass dieses Taxon bisher noch nicht in der Antarktis nachgewiesen wurde. Die Gattung kommt weltweit vor, oft in trockeneren, sandigen Habitaten (Wallwork 1972, Franco et al. 1979, Steinberger et al. 1990, Cepeda-Pizzaro et al. 1996, Noble et al. 1996, Russell & Alberti 2009, Elmer et al. 2010). Obwohl sehr klein, ist die Gattung morphologisch auffällig und es ist deshalb unwahrscheinlich, dass sie in früheren Studien übersehen wurde.

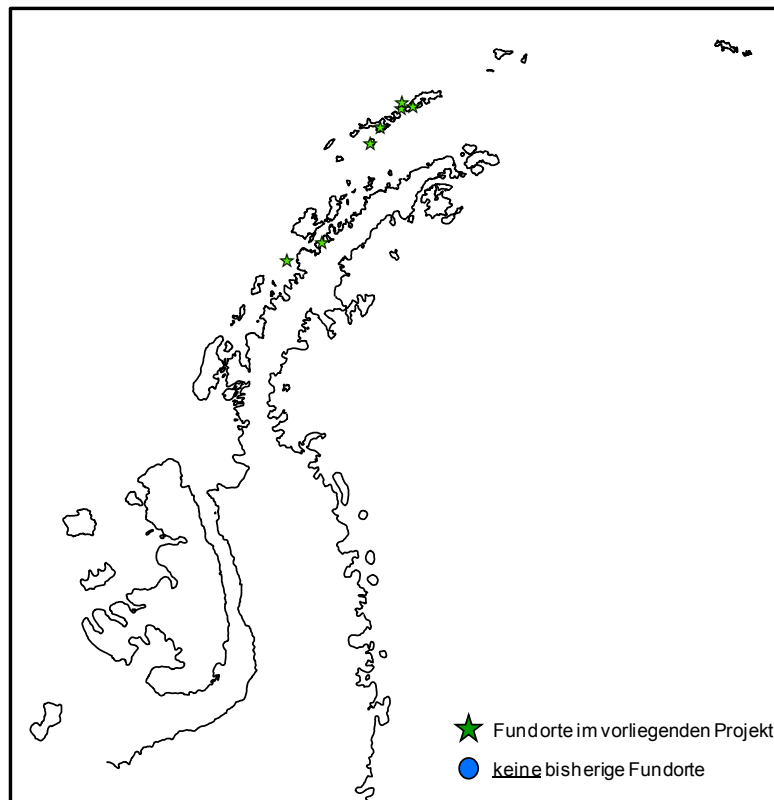


Abb. 126: Fundorte in der maritimen Antarktis von *Speleorchestes* sp. im vorliegenden Projekt (grüne Sterne). Quellen s. Abb. 94.

Wie bei den vorherigen Art ist es bemerkenswert, dass *Speleorchestes* in vielen Untersuchungsgebieten der vorliegenden Studie nachgewiesen wurde, wo die Existenz von überlebensfähigen Populationen als wahrscheinlich betrachtet werden muss. Auch bei dieser Gattung wurde sie in vielen Lokalitäten vorgefunden, die acarologisch bisher nicht untersucht wurden. Aufgrund der weltweiten Verbreitung und der geringen Wahrscheinlichkeit, dass sie in der Vergangenheit übersehen wurde, ist die Ursprung dieses Taxons wahrscheinlich nicht in der maritimen Antarktis zu finden und sie ist somit vermutlich nicht in der Antarktis heimisch. Obwohl *Speleorchestes* oft in den von Menschen beeinflussten Arealen erfasst wurde (Abb. 127), war ein menschlicher Einfluss auf ihre Abundanzen statistisch nicht signifikant.

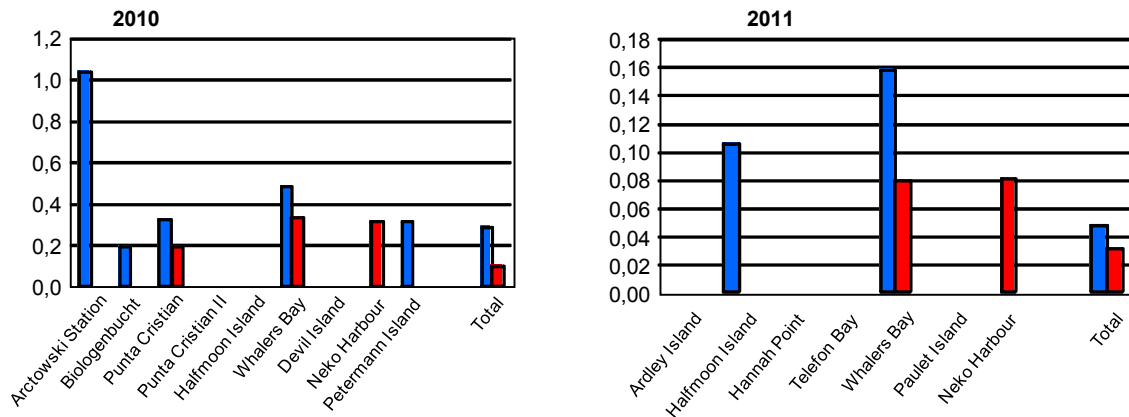


Abb. 127: Dichten von *Speleorchestes* sp. (in Individuen je 100 cm³ Substrat), die in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen im Jahr 2011 erfasst wurden.

Terpnacarus gibbosus (Womersley, 1944)

T. gibbosus ist eine primitive, relativ große Milbe mit einer ebenfalls sehr auffälligen Morphologie. Die vorliegende Studie stellt den ersten Nachweis dieser Art im antarktischen Gebiet dar. Es ist höchst unwahrscheinlich, dass sie in der Vergangenheit übersehen wurde, so dass sie vermutlich als nicht-heimisch in der Antarktis gelten kann. Die Art wurde unter unterschiedlichen Namen bisher in verschiedenen Kontinenten der Welt gefunden, insbesondere (aber nicht nur) in der südlichen Hemisphäre (z. B., Theron 1976, McDaniel & Theron 1979, Walter 2001). Diese verschiedenen Arten wurden inzwischen synonymisiert (Walter 2001), sodass *T. gibbosus* tatsächlich eine weltweite Verbreitung aufweist. In den gegenwärtigen Untersuchungen wurde sie nur mit vereinzelt Individuen in King George Island sowie Whalers Bay (Deception Island) und Neko Harbour registriert (Abb. 128). Da insgesamt nur acht Exemplare erfasst wurden, konnte eine Analyse eines menschlichen Einflusses nicht durchgeführt werden. Die Erfassung mehrerer Individuen lässt allerdings vermuten, dass sie in lebensfähigen Populationen vorkommt.

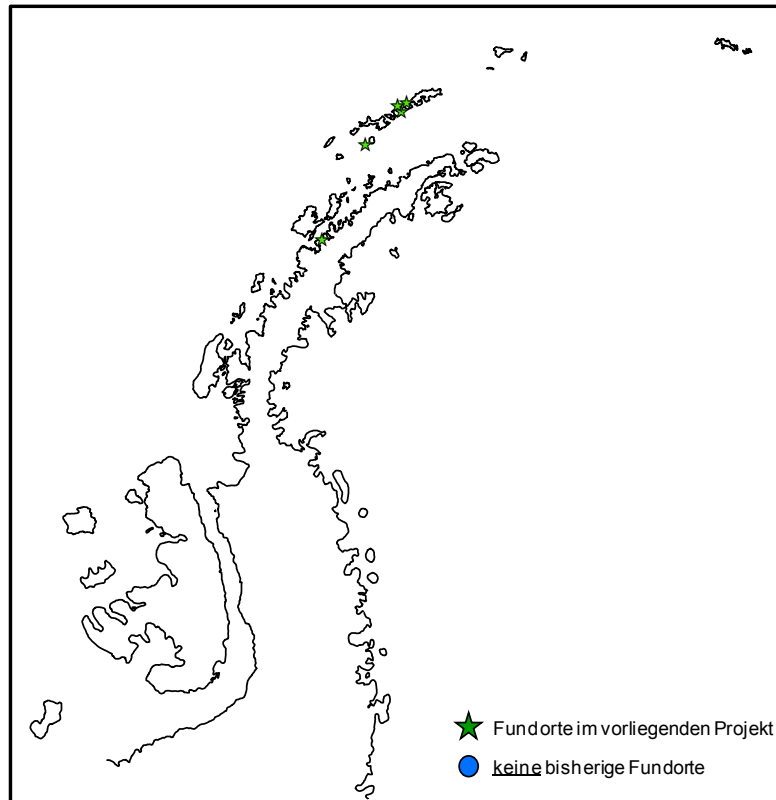


Abb. 128: Fundorte in der maritimen Antarktis von *T. gibbosus* im vorliegenden Projekt (grüne Sterne). Quellen s. Abb. 94.

3.4.2.2 Oribatida (Hornmilben)

3.4.2.2.1 Allgemeine Gemeinschaftsparameter

In der vorliegenden Untersuchung wurden insgesamt 1107 Hornmilben registriert, 938 im Untersuchungsjahr 2010 und 169 in 2011. Die ermittelten Gesamtindividuumdichten lagen zwischen 0 und über 1200 Individuen pro cm³ Substrat, zum Beispiel auf Halfmoon Island im Jahr 2010 (Abb. 129). In beiden Untersuchungsjahren wurden signifikante Unterschiede in den Hornmilbendichten zwischen den verschiedenen Lokalitäten festgestellt (Anhang 5, Tabelle A5-1).

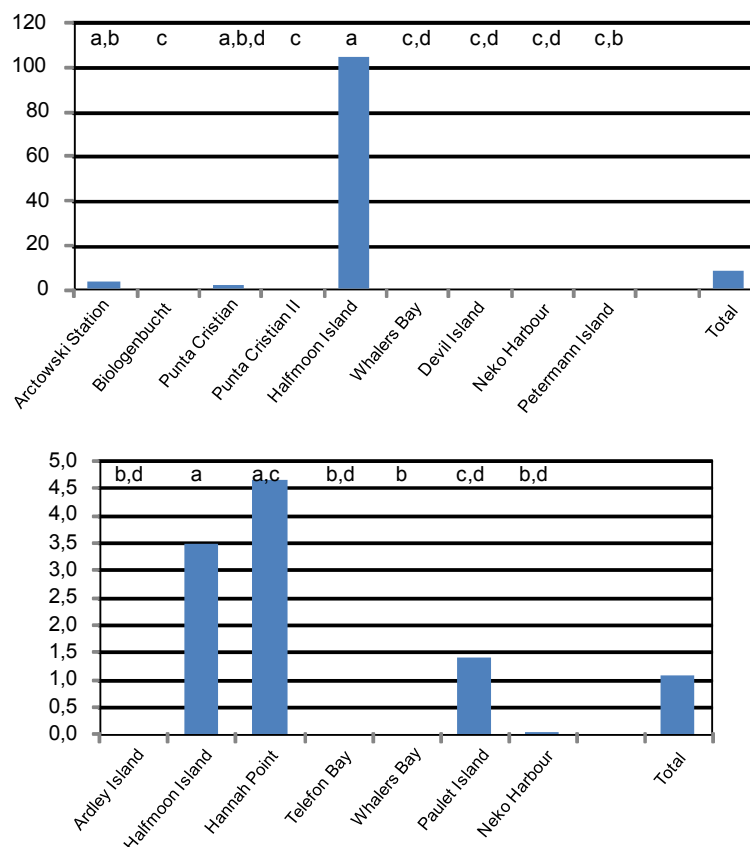


Abb. 129: Mittlere Hornmilbendichten (Individuen je 100 cm³ Substrat) an den verschiedenen Anlandestellen getrennt für 2010 (oben) und 2011 (unten); unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede; Anlandestellen mit einem Buchstaben gemeinsam unterscheiden sich statistisch nicht voneinander. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen ist zu beachten.

Obwohl die Bodenproben in 2010 beinahe 10 Mal höhere Hornmilbendichten enthielten als in 2011, zeigten die Lokationen, die in beiden Jahren beprobt wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Jahren. Selbst in Halfmoon Island, wo die Dichten in 2010 fast 100 Mal höher waren als in 2011 (Abb. 130), waren die Unterschiede nicht signifikant. Dies ist in erster Linie der Tatsache geschuldet, dass die höheren mittleren Dichten in 2011 auf eine große Ansammlung von Individuen in einer einzelnen Probe basieren.

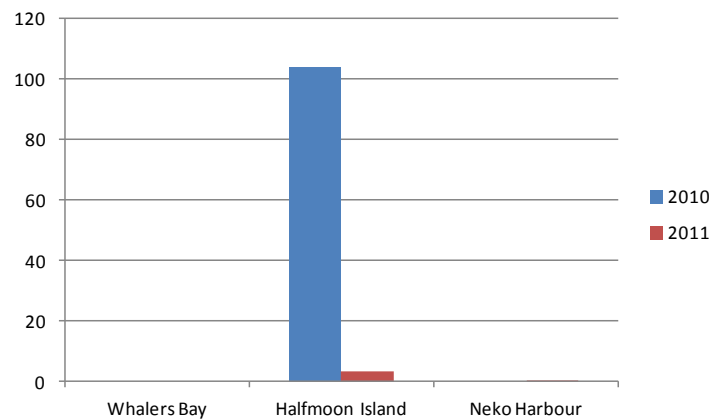


Abb. 130: Mittlere Hornmilbendichten (Individuen je 100 cm³ Substrat) in den Lokationen, die in 2010 (blau) und 2011 (rot) untersucht wurden.

Es wurden nur wenige konsistente und interpretierbare Korrelationen zwischen den Gesamtdichten der Oribatiden und den Habitatparametern festgestellt (Anhang 4, Tabelle A4-3). Eindeutig für beide Untersuchungsjahre waren nur die positiven Zusammenhänge zwischen den Hornmilbenzahlen und den Parametern, die stellvertretend für den Gehalt (Glühverlust in %), die Zusammensetzung (N in %, C in %) sowie die Qualität (C/N-Verhältnis) der organischen Substanz im Bodensubstrat stehen. In 2010 korrelierten die Tierzahlen darüber hinaus positiv mit der Bodenfeuchte, in 2011 dagegen positiv mit der Vegetationsbedeckung und negativ mit der Bodentemperatur.

Widersprüchliche Ergebnisse für die beiden Untersuchungsjahre lieferte die Betrachtung eines anthropogenen Einflusses auf die Hornmilbendichten. Im Jahr 2010 war die Oribatidendichte in den durch menschliche Begehung beeinflussten Arealen signifikant niedriger (Abb. 131; Anhang 5, Tabelle A5-6). In 2011 dagegen, waren die erfassten Dichten dort höher, aber ohne dass dieser Unterschied statistisch signifikant war. Betrachtet man beide Jahre zusammen, so konnten wiederum aufgrund der insgesamt höheren Dichten in 2010 signifikant niedrigere Tierzahlen in den anthropogen beeinflussten Arealen festgestellt werden.

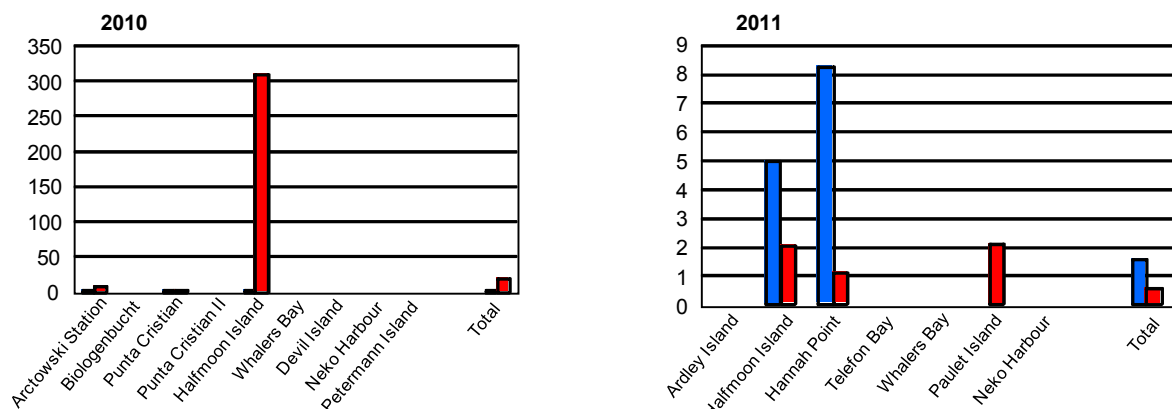


Abb. 131: Mittlere Hornmilbendichten (Individuen je 100 cm³ Substrat) an den verschiedenen Anlandestellen, getrennt für anthropogen beeinflusste (blau) und unbeeinflusste (rot) Standorte, sowie für 2010 und 2011.

Nach Herausfiltern der Variabilität, die auf andere Habitatparameter zurückgeht, bestätigte und verdeutlichte die Kovarianzanalyse im Untersuchungsjahr 2010 die widersprüchlichen

Ergebnisse der Varianzanalyse zum anthropogenen Einfluss auf die Gesamthornmilbendichten. In 2010 waren die Individuendichten in den unbeeinflussten Arealen signifikant höher (Abb. 132; Anhang 6, Tabelle A6-3). Diese Unterschiede waren deutlicher in Proben mit Vegetation, wie aus der signifikanten Wechselwirkung zwischen anthropogenem Einfluss und Vegetationsbedeckung ersichtlich wird.

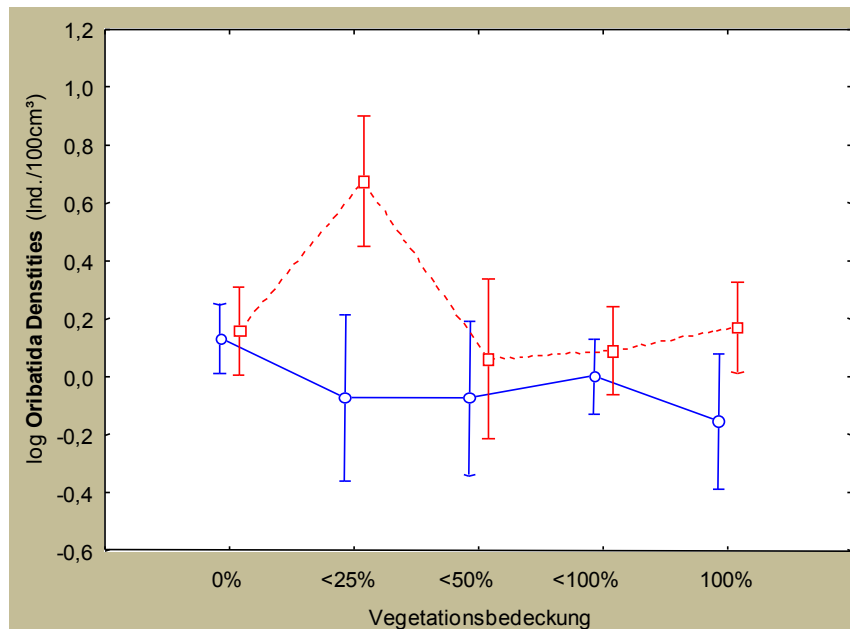


Abb. 132: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2010 ermittelten Gesamtindividuenzahlen der Oribatida nach Herausfiltern verschiedener Hintergrundparameter in Abhängigkeit von der Vegetationsbedeckung, getrennt für anthropogen beeinflusste (blau) und unbeeinflusste (rot) Standorte. Die negativen Werte in der Y-Achse ergeben sich aus dem Logarithmus sehr niedriger Dichten.

Im Gegensatz zu 2010 waren der Kovarianzanalyse zufolge in 2011 die Oribatidenzahlen in den anthropogen beeinflussten Arealen höher (Abb. 133). Ebenfalls in 2011 waren die Gesamtdichten der Oribatiden signifikant höher in den Bodenproben mit Vegetationsbedeckung. Entsprechend lagen signifikant höhere Dichten in anthropogen beeinflussten Arealen vor, die eine höhere Vegetationsbedeckung aufwiesen (Wechselwirkung von anthropogener Beeinflussung x Vegetationsbedeckung).

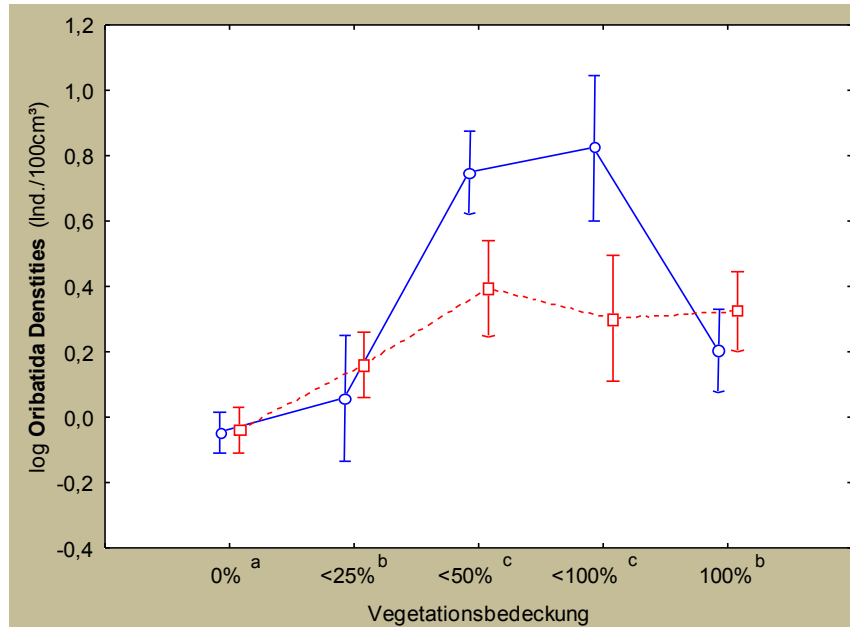


Abb. 133: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2011 ermittelten Gesamtindividuenzahlen der Oribatida in Abhängigkeit von der Vegetationsbedeckung, getrennt für anthropogen beeinflusste (blau) und unbeeinflusste (rot) Standorte. Unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede; Vegetationskategorien mit einem Buchstaben gemeinsam unterscheiden sich in der Oribatidendichte statistisch nicht voneinander.

In den Lokationen, in denen Oribatiden festgestellt wurden, kamen sie mit relativ wenig Arten vor. Insgesamt wurden in beiden Untersuchungsjahren nur fünf Arten ermittelt, vier Arten in 2010 und nur zwei Arten in 2011. Pro Lokation wurde zwischen einer und drei Hornmilbenarten registriert. In diesem Zusammenhang ist zu beachten, dass sich der Hauptanteil der in beiden Untersuchungsjahren nachgewiesenen Individuen aus juvenilen Oribatiden (Nymphen) zusammensetzte, die keine sichere Artbestimmung erlauben.

Zwischen den verschiedenen Lokationen konnten hoch signifikante Unterschiede im Artenreichtum festgestellt werden (Abb. 134; Anhang 5. Tabelle A5-1). Hierbei folgte die mittlere Artenzahl in den verschiedenen Lokalitäten generell den Unterschieden in der Gesamtabundanz der Oribatiden, mit Ausnahme einiger Untersuchungsgebiete auf und um King George Island, die sich durch sehr niedrige Individuendichten bei gleichzeitig vergleichsweise höheren Artenzahlen auszeichneten.

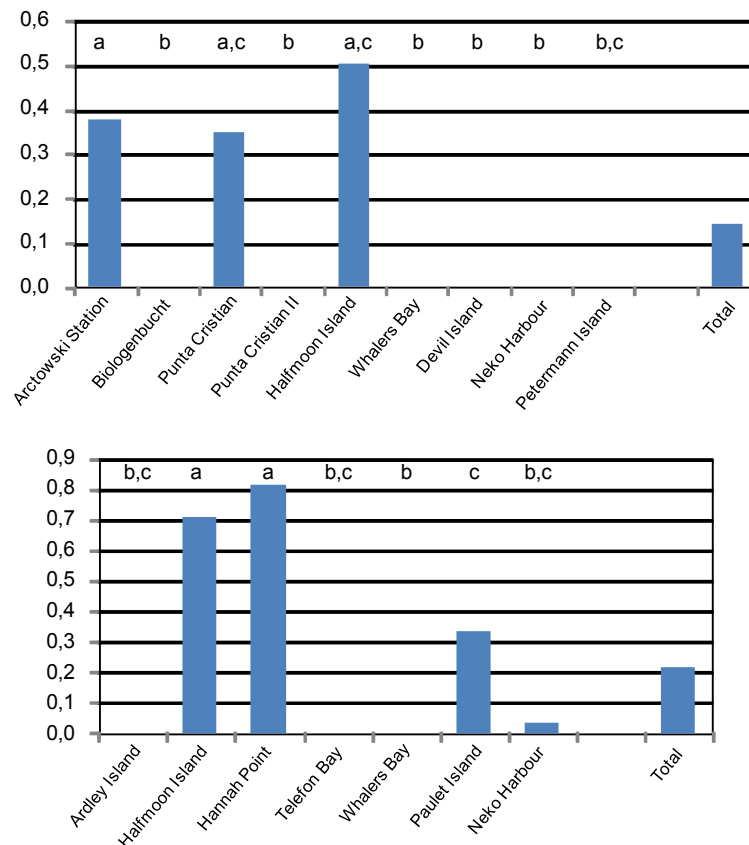


Abb. 134: Artenreichtum der Oribatida (Individuen je 100 cm³ Substrat) in den verschiedenen Lokationen in 2010 (oben) und 2011 (unten). Unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede; Lokationen mit einem Buchstaben gemeinsam unterscheiden sich in der Artenzahl statistisch nicht voneinander.

Obwohl insgesamt im Vergleich zu 2010 weniger Arten in 2011 ermittelt wurden, war der Artenreichtum (als Artenzahl je Bodenprobe) in den Lokationen, die in beiden Jahren untersucht wurden, tatsächlich 2011 etwas höher (Abb. 135). Dies liegt daran, dass in 2011 eine höhere Anzahl Bodenproben Oribatiden enthielt. Da aber in diesen Lokationen nie mehr als eine Art pro Bodenprobe registriert wurde, ist dieser Jahresunterschied statistisch nicht signifikant.

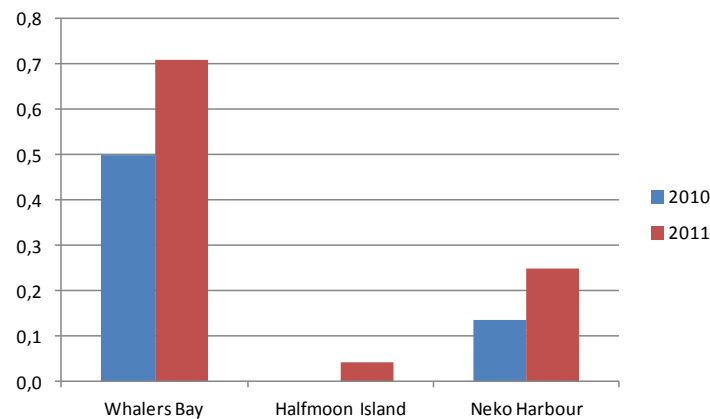


Abb. 135: Mittlere Anzahl der Oribatidenarten (Artenzahl je Bodenprobe) in den Lokationen, die sowohl 2010 (blau) als auch 2011 (rot) untersucht wurden.

Die ermittelten Zusammenhänge zwischen Artenzahl und Habitatparameter entsprechen allgemein den Zusammenhängen, die bereits für die Oribatidendichten genannt wurden (Anhang 4, Tabelle A4-3). In beiden Jahren ist die Artenzahl positiv mit dem Gehalt organischen Materials im Boden sowie mit der Vegetationsbedeckung korreliert. In 2010 korreliert die Anzahl der Arten darüber hinaus positiv mit der Bodenfeuchte, in 2011 negativ mit pH-Wert und Bodentemperatur.

Was den anthropogenen Einfluss betrifft, so war die erfasste Artenzahl fast immer höher auf den unbeeinflussten Arealen (Abb. 136). Diese Unterschiede waren statistisch aber nur für 2010 signifikant oder wenn beide Untersuchungsjahre zusammen analysiert wurden (Anhang 5, Tabelle A5-6).

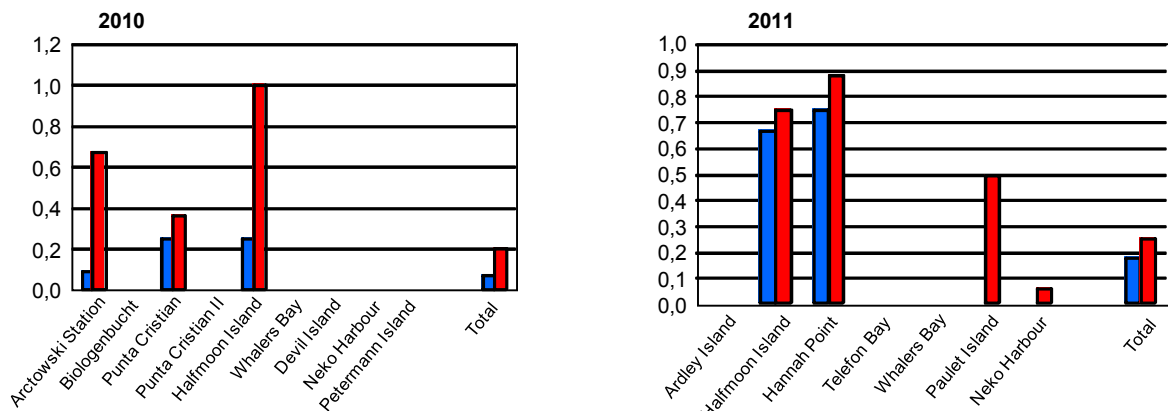


Abb. 136: Mittlere Artenzahlen der Oribatida je Probe an den verschiedenen Anlandestellen, getrennt für anthropogen beeinflusste (blau) und unbeeinflusste (rot) Standorte, sowie für 2010 und 2011.

Die Ergebnisse der Kovarianzanalyse stimmen mit denen der Varianzanalyse überein. Dies gilt besonders für das Untersuchungsjahr 2010, in dem der ANCOVA zufolge der Artenreichtum in den anthropogen unbeeinflussten Arealen höher war (Abb. 137; Anhang 6, Tabelle A6-3). Im darauf folgenden Jahr konnte die Analyse fast durchwegs zeigen, dass die Artenzahl mit zunehmender Vegetationsbedeckung signifikant anstieg (Abb. 138).

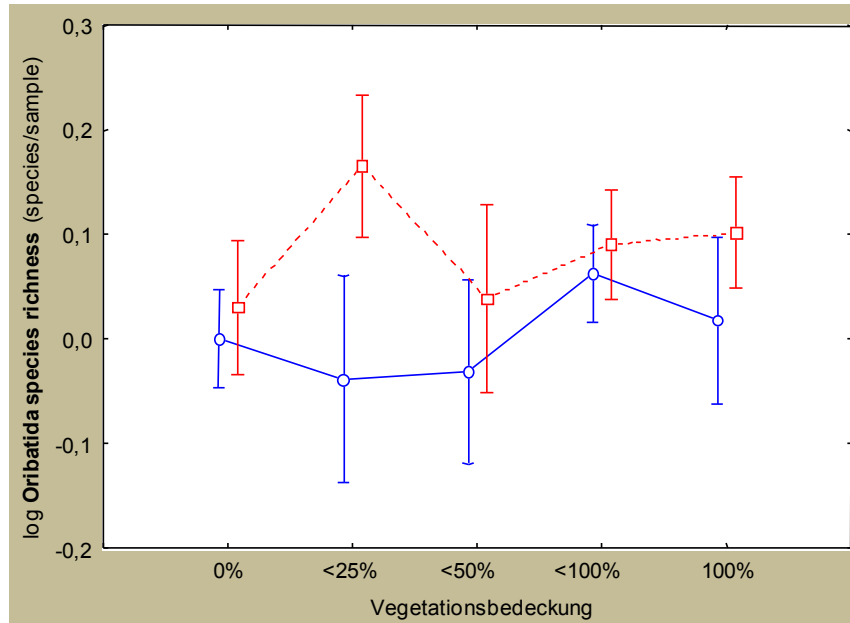


Abb. 137: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2010 ermittelten Artenzahlen der Oribatida in Abhängigkeit von der Vegetationsbedeckung, getrennt für anthropogen beeinflusste (blau) und unbeeinflusste (rot) Standorte. Die negativen Werte in der Y-Achse ergeben sich aus dem Logarithmus sehr niedriger Dichten.

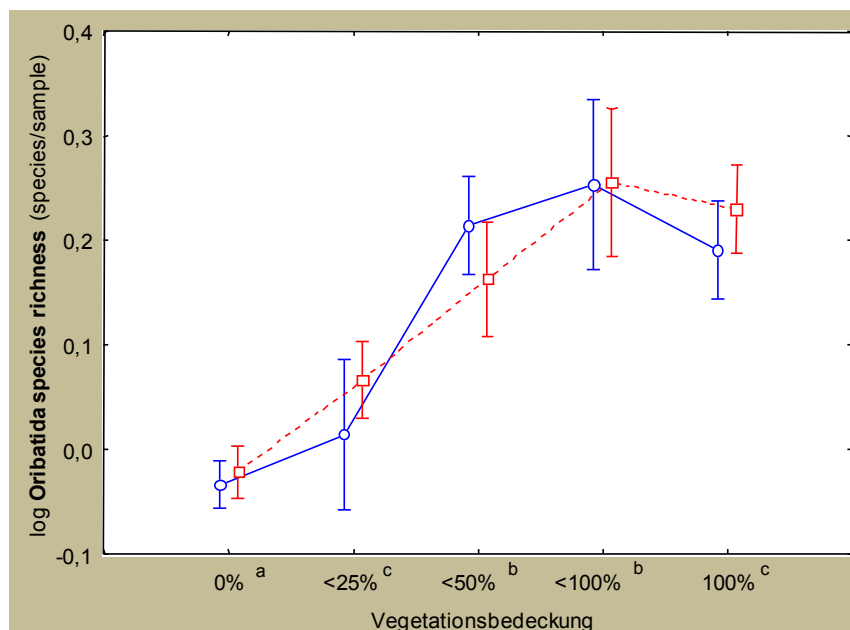


Abb. 138: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2011 ermittelten Artenzahlen der Oribatida in Abhängigkeit von der Vegetationsbedeckung, getrennt für anthropogen beeinflusste (blau) und unbeeinflusste (rot) Standorte. Bilderläuterung siehe Abb. 133.

3.4.2.2.2 Ergebnisse und Beschreibung der nachgewiesenen Arten

In der vorliegenden Untersuchung wurden insgesamt 5 Hornmilbenarten festgestellt. Die Literatur, die zur Artbestimmung herangezogen wurden, ist in Tabelle 9 aufgelistet, die festgestellten Individuendichten in den verschiedenen Untersuchungsgebieten in Anhang 3, Tabelle A3-3. Eine der Arten (*Brachychochthonius sp.*) konnte leider nicht und eine Weitere (*Liochthonius cf. mollis*) nicht mit letzter Sicherheit bis zur Art bestimmt werden, da beide

Arten mit nur wenigen Individuen vorkamen. Für einige der Arten waren bereits Unterarten identifiziert worden (siehe z. B. Pugh 1993). Da die Validität dieser Unterarten aber unklar ist, wurde eine entsprechende Differenzierung in der vorliegenden Untersuchung nicht vorgenommen. Juvenile Individuen (Nymphen), die einen Großteil der Oribatiden ausmachen, gehören sehr wahrscheinlich der Art *Alaskozetes antarcticus* an.

Die im vorliegenden Projekt nachgewiesenen Arten sind in ihrer systematischen Einordnung im Folgenden aufgelistet. Die Systematik folgt Norton & Beham-Pelletier (2009).

Ameronothroidea

Ameronothridae

Alaskozetes antarcticus (Michael, 1903)

Halozetes belgicae (Michael, 1903)

Oppioidea

Oppiidae

Globoppia loxolineata (Wallwork 1965)

Brachychthonioidea

Brachychthoniidae

Brachychochthonius sp.

Liochthonius cf. *mollis* (Hammer, 1958)

Tabelle 9: Zur Identifikation der nachgewiesenen Oribatidenarten verwendete Literatur.

Species	Determination nach
<i>Alaskozetes antarcticus</i>	Wallwork 1962
<i>Globoppia loxolineata</i>	Wallwork 1965
<i>Halozetes belgicae</i>	Wallwork 1965
<i>Liochthonius</i> cf. <i>mollis</i>	Hammer 1958

3.4.2.2.2.1 Einheimische Arten der maritimen Antarktis

Alaskozetes antarcticus (Michael, 1903)

A. antarcticus stammt sehr wahrscheinlich aus der maritimen Antarktis, wo die Art weit verbreitet ist (Convey et al. 2000a, Abb. 139). Sie ist mit vielen Unterarten circumpolar anzutreffen (Dalenius 1965), kommt also nicht nur in der maritimen Antarktis, sondern darüber hinaus auch in der Kontinentalantarktis, in subantarktischen Gegenden, sowie an der Südspitze von Neuseeland und möglicherweise auch in Australien vor (Davies et al. 1997, Marshall et al. 1999, Pugh 2003, Starý & Block 1998, Australian Data Research Center). Dort, wo sie vorkommt, ist *A. antarcticus* oft weit verbreitet. So wurde die Art zum Beispiel auf allen Südlichen Sandwichinseln nachgewiesen, wo sie zudem in mehr als der Hälfte aller gezogenen Proben auftrat (Convey et al. 2000a).

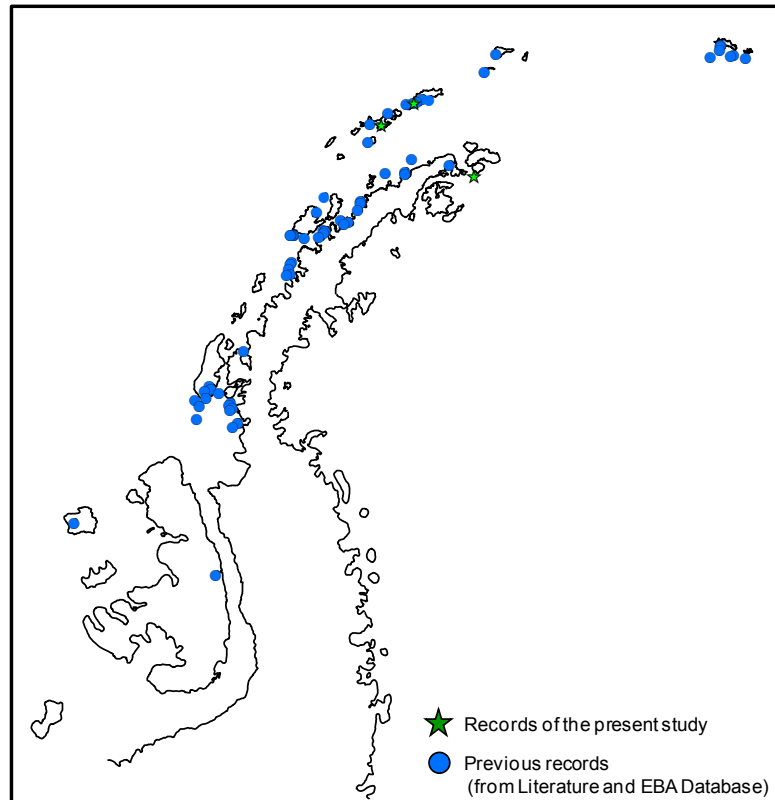


Abb. 139: Nachweise von *A. antarcticus* in der maritimen Antarktis; Quellen s. Abb. 94.

Für gewöhnlich kommt *A. antarcticus* in niedrigen Höhenlagen und in Uferzonen der Küstenareale vor (Goddard 1979b, Richard et al. 1994, Convey & Quintana 1997, Convey & Smith 1997, Pugh 2003), manchmal auch an staunassen Stellen, in denen sie bis zu neun Monate unter Wasser überleben kann (Richard et al. 1994, Convey & Quintana 1997). Vertreter von *A. antarcticus* wurden in einer Bandbreite verschiedener Habitate angetroffen: unter und auf Steinen, in Algenrasen (hauptsächlich *Prasiola crispa*), in Flechten, Moosen sowie Gras (Gressitt et al. 1963, Dalenius 1965, Gressitt 1967, Goddard 1979b, Richard et al. 1994, Tilbrook 1967b, Convey & Quintana 1997). Für gewöhnlich handelt es sich dabei um Stellen, die organisch angereichert sind, wie zum Beispiel in Vogelnestern, Guanoansammlungen und Pinguinkolonien (Gressitt 1967, Goddard 1979b, 1979c, Convey & Quintana 1997, Davies et al. 1997).

Oft findet man *A. antarcticus* in großen Aggregationen (Gressitt et al. 1963, Strong 1967, Tilbrook 1967b, Goddard 1979b, Convey & Smith 1997). In solchen dichten Ansammlungen überwintern die Populationen, wobei alle Lebensstadien überwintern (Weibchen häufig mit Eiern) und die Überwinterungsstellen viele Jahre lang Verwendung finden können (Strong 1967). Obgleich *A. antarcticus* auch in feuchten Standorten angetroffen werden kann, wird ihre Präferenz oft in trockeneren Habitaten gesehen (Gressitt et al. 1963, Tilbrook 1967b). Die Art wurde auch in geringeren Dichten in erwärmten Böden gefunden (z. B. in Fumarolen) (Convey et al. 2000a). *A. antarcticus* ist ein Detritus- und Aasfresser, der sich von organischem Material, Flechten und Algen ernährt (Strong 1967, Goddard 1979c).

A. antarcticus korrelierte mit keinem der untersuchten Habitatparameter (Anhang 4, Tabelle A4-3). Wenn man in die Analyse jedoch die zahlreich gefundenen Nymphen mit einschließt (von denen die Mehrzahl aller Wahrscheinlichkeit nach dieser Art angehört), zeigte sich in

beiden Jahren ein positiver Zusammenhang mit Gehalt und Qualität der organischen Substanz im Boden. Genau wie die Gesamtdichte aller Hornmilben korreliert auch *A. antarcticus* 2010 positiv mit der Bodenfeuchte und 2011 positiv mit der Vegetationsbedeckung und negativ mit Bodentemperatur und pH-Wert.

Während *A. antarcticus* im Untersuchungsjahr 2010 generell signifikant häufiger in anthropogen beeinflussten Arealen vorkam (Anhang 5, Tabelle A5-6), hing der menschliche Einfluss auf ihre Individuendichten in 2011 von der Lokation ab: an manchen Orten waren sie häufiger in beeinflussten, an anderen in unbeeinflussten Arealen anzutreffen (Abb. 140). Durch diese standortspezifischen Tendenzen war in 2011, wie auch für beide Jahre zusammen genommen, keine anthropogene Beeinflussung festzustellen.

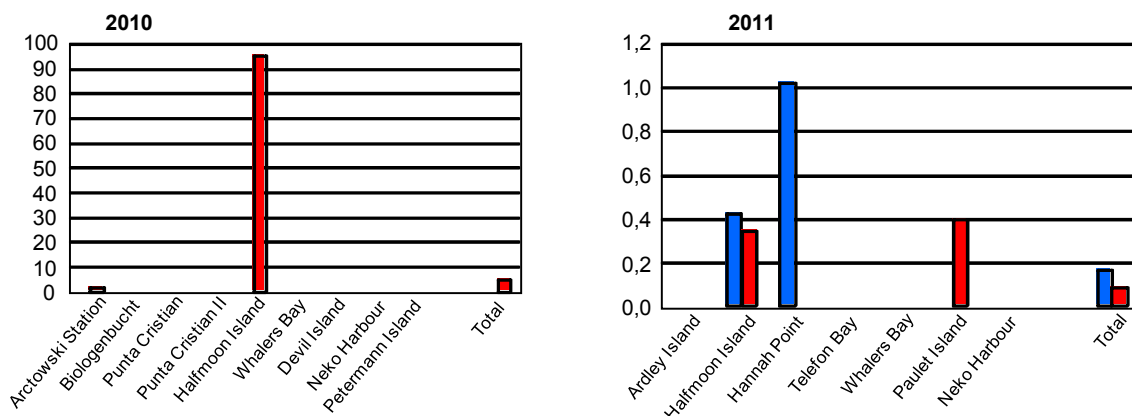


Abb. 140: Vorkommen von *A. antarcticus* (Individuen je 100 cm³ Substrat) in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen in 2010 und 2011.

Mithilfe der Kovarianzanalyse war es möglich, die Ergebnisse der Varianzanalysen zu dieser Art zu spezifizieren: In 2010 war die Art häufiger in unbeeinflussten Arealen (Abb. 141; Anhang 6, Tabelle A6-3) und sie war signifikant häufiger in Arealen mit mittlerer Vegetationsbedeckung. Der menschliche Einfluss auf ihre Abundanzen war in Proben mit mittlerer Vegetationsbedeckung am höchsten wie an der Wechselwirkung zwischen anthropogener Beeinflussung und Vegetationsbedeckung ersichtlich wird. In 2011 war *A. antarcticus* dagegen signifikant häufiger in den anthropogen beeinflussten Arealen (Abb. 142). Ebenfalls in 2011 war die Art bei stärkerer Vegetationsbedeckung häufiger. Auch hier war der anthropogene Einfluss bei mittlerem Vegetationsgrad am höchsten (Wechselwirkung zwischen anthropogenem Einfluss und Vegetationsbedeckung).

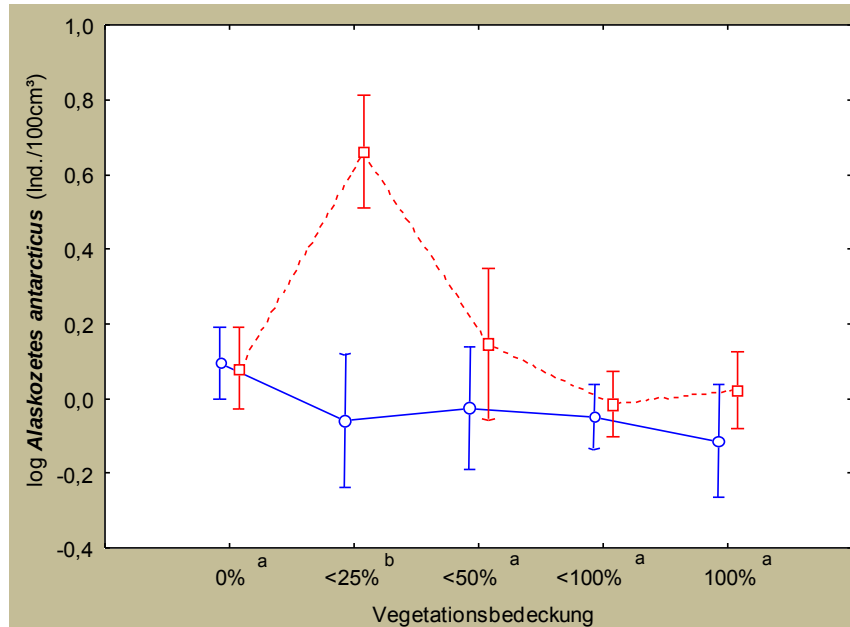


Abb. 141: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2010 ermittelten Dichten von *A. antarcticus* in Abhängigkeit von der Vegetationsbedeckung nach Herausfiltern verschiedener Hintergrundparameter; Bilderläuterung siehe Abb. 133.

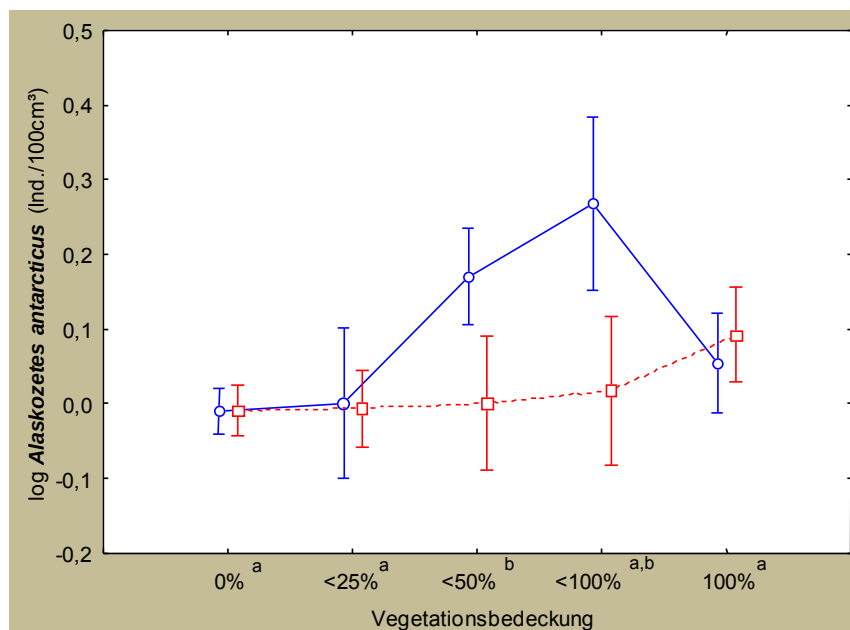


Abb. 142: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2011 ermittelten Dichten von *A. antarcticus* in Abhängigkeit von der Vegetationsbedeckung. Bilderläuterung siehe Abb. 133.

Globoppia loxolineata (Wallwork 1965)

Bis heute war *G. loxolineata* hauptsächlich von der Antarktischen Halbinsel und den benachbarten Inseln bekannt (Starý & Block 1998; Abb. 143), wo die Art angesichts der Fülle der Meldungen als nicht selten anzusehen ist. Weitere Nachweise stammen von den antarktischen Südlichen Shetlandinseln und Südlichen Orkneyinseln, der kontinentalen Antarktis sowie subantarktischen Regionen, wie Heard Island im Indischen Ozean (Pugh et al. 1994, Block & Starý 1996, Starý et al. 1997, Convey et al. 2000a, Australian Data Research Center).

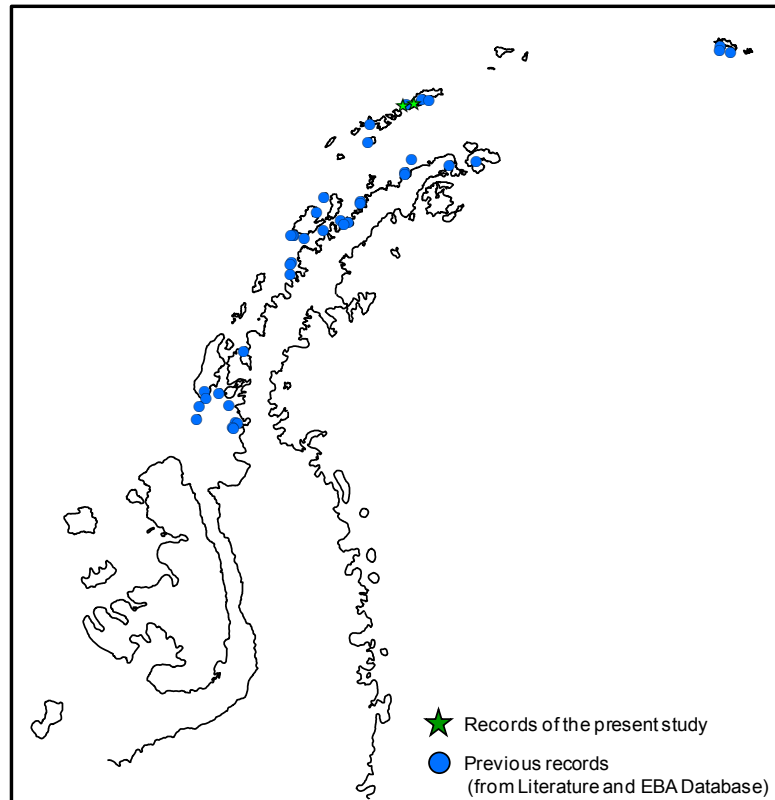


Abb. 143: Nachweise von *G. loxolineata* in der maritimen Antarktis; Quellen s. Abb. 94.

G. loxolineata wurde bisher in einem breiten Spektrum an Habitaten angetroffen: unter und auf Steinen, in Algenmatten, Flechten, und in Moos- oder Grasrasen sowie in Vogelnestern usw. (Gressitt 1967, Goddard 1979b, Convey & Quintana 1997, Pugh 2003). Die Art kommt offensichtlich weniger häufig als die vorhergehende Art in nassen Sedimenten vor, scheint aber auch trockene und kahle Areale zu meiden (Goddard 1979b, Convey & Quintana 1997). *G. loxolineata* wurde für gewöhnlich eher als verstreute Individuen angetroffen und scheint im Gegensatz zu *A. antarcticus* keine individuenreiche Aggregationen zu bilden (Strong 1967, Goddard 1979b). Die höchsten Dichten dieser Art sind im Frühjahr und Spätsommer zu verzeichnen (Goddard 1979b).

G. loxolineata scheint hauptsächlich im mittleren juvenilen Stadium (Deutonymphen) zu überwintern, weitere Hinweise auf einen Jahreszyklus gibt es nicht. Im Gegensatz zu *A. antarcticus* überwintert *G. loxolineata* nicht in Aggregationen (Strong 1967, Goddard 1979b). *G. loxolineata* ist höchst wahrscheinlich Aasfresser und ernährt sich darüber hinaus von totem Pflanzenmaterial und Pilzhyphen (Gressitt 1967, Strong 1967).

G. loxolineata wurde ausschließlich in 2010 und in nur zwei Lokationen auf der Fildeshalbinsel auf King George Island festgestellt (cf. Anhang 3, Tabelle A3-3). Aufgrund der geringen Funddichten und der geringen Zahl an Fundorten konnten keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den Individuenzahlen und den erhobenen Habitatparametern festgestellt werden.

An einem der beiden Fundorte (Punta Christian) wurde *G. loxolineata* in höheren Individuenzahlen in den anthropogen unbeeinflussten Arealen erfasst (Abb. 144). Aufgrund der hohen Variabilität der Daten (in vielen Bodenproben war die Art nicht vertreten) sind die Ergebnisse jedoch statistisch nicht signifikant. Die Kovarianzanalyse blieb ebenfalls ergebnislos.

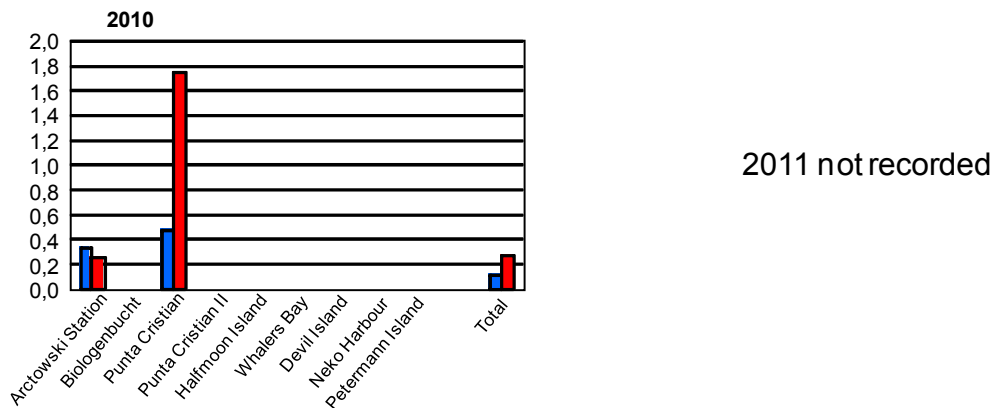


Abb. 144: Vorkommen von *G. loxolineata* (Individuen je 100 cm³ Substrat) in den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen in 2010.

Halozetes belgicae (Michael, 1903)

Die Art ist mit einer Vielzahl von Unterarten weit und circumpolar in der Antarktis und Subantarktis vertreten (Pugh 2003, Pugh et al. 1994, Starý & Block 1998, Convey et al. 2000a, Sanyal 2004). Es handelt sich hierbei um eine der weitverbreitesten Oribatidenarten der maritimen Antarktis. (Abb. 145). Trotzdem ist wenig bekannt über die Habitatpräferenzen und Ernährungsgewohnheiten von *H. belgicae*. Die Art wurde in der Uferzone und in Küstenbereichen oberhalb der mittleren Hochwasserlinie in Algenmatten, Flechten sowie in Moosrasen angetroffen (Gressitt 1967, Tilbrook 1967b, Pugh et al. 1994, Pugh 2003).

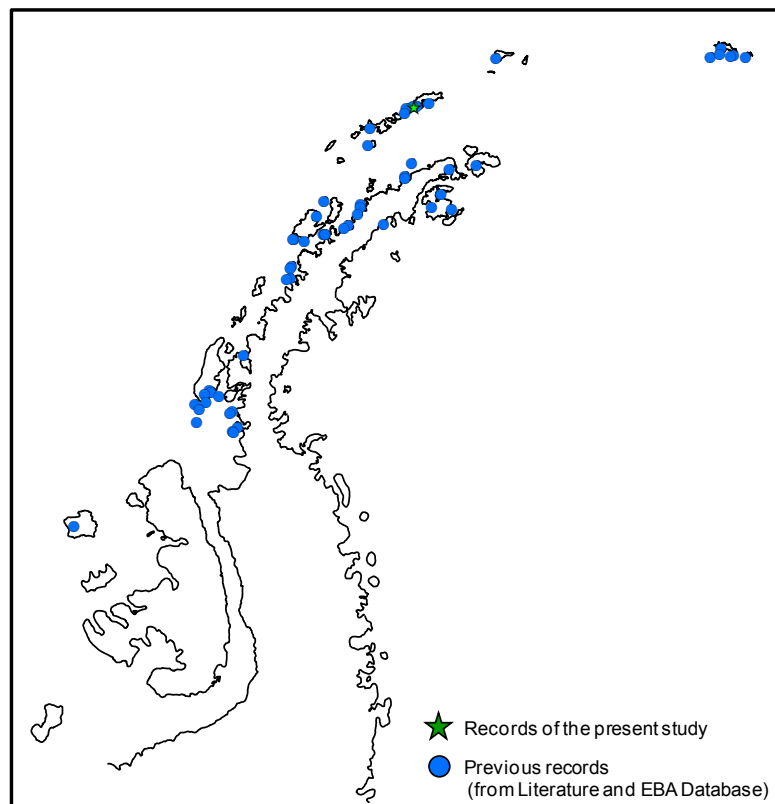


Abb. 145: Nachweise von *H. belgicae* in der maritimen Antarktis; Quellen s. Abb. 94.

Aufgrund der geringen Individuenzahl, mit der *H. belgicae* in nur einer Lokation ermittelt wurde (Anhang 3, Tabelle A3-3), konnten keine statistischen Analysen zu ihren Habitatpräferenzen durchgeführt werden.

Liochthonius cf. mollis (Hammer, 1958)

Bisher ist *L. mollis* von den subantarktischen Inseln im Indischen und Atlantischen Ozean, aus den südlichen Teilen von Südamerika und von den antarktischen Südlichen Shetlandinseln bekannt (Starý & Block 1998). Offensichtlich reicht die Verbreitung der Art nur am Rande bis in die antarktische Zone. Die Gebiete der vorliegenden Untersuchung stellen sehr wahrscheinlich die südliche Grenze ihres Verbreitungsgebietes dar. Entsprechend selten sind Nachweise der Art aus der Antarktis (Abb. 146). Die wenigen Nachweise stehen mit Vegetation in Zusammenhang (Pugh 2003). Darüber hinaus ist wenig über ihre Habitatpräferenzen und ökologische Toleranzen oder über ihre Biologie bekannt.

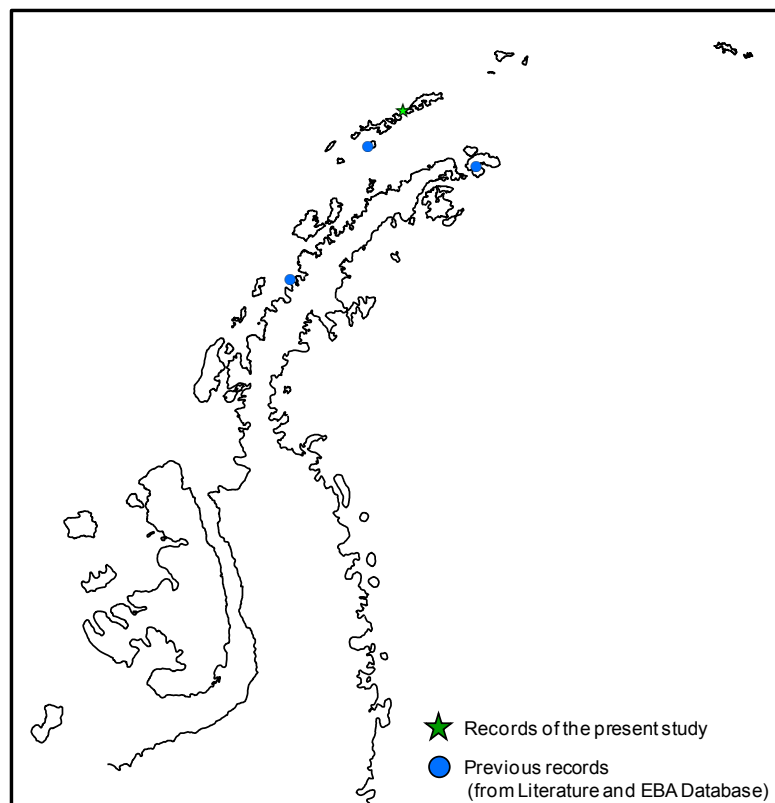


Abb. 146: Nachweise von *L. mollis* in der maritimen Antarktis; Quellen s. Abb. 94.

In der vorliegenden Untersuchung, wurde *L. cf. mollis* nur mit einem einzigen Individuum in Punta Christian ermittelt (Fildeshalbinsel / King George Island). Daher konnten keinerlei statistische Analysen unternommen werden.

3.4.2.2.2.2 Potenziell eingeschleppte nicht-heimische Arten

Es wurden keine nicht-indigenen Arten innerhalb der Oribatida festgestellt.

3.4.2.3 Gamasina (Raubmilben)

3.4.2.3.1 Allgemeine Gemeinschaftsparameter

In der vorliegenden Untersuchung wurden insgesamt 131 Raubmilbenindividuen (Gamasina) gezählt und determiniert, 88 im Untersuchungsjahr 2010 und 43 in 2011. An vielen Anlandestellen wurden keine Gamasinen festgestellt. Dort, wo Gamasinen anwesend waren, erreichten ihre Dichten Spitzenwerte von über 70 Individuen pro cm^3 Substrat in 2010 und 30 Individuen pro cm^3 in 2011. Wie auch für die anderen Gruppen der Mikroarthropoden wurden signifikante Unterschiede in den Raubmilbendichten darüber hinaus zwischen den verschiedenen Anlandestellen ermittelt (Abb. 147; Anhang 5, Tabelle A5-1). In 2010 lagen diese Unterschiede hauptsächlich zwischen positiven, also mit Gamasinen besetzten Lokalitäten und negativen Lokalitäten, während in 2011 auch innerhalb der positiven Standorte signifikante Unterschiede bestanden. Obgleich in 2011 insgesamt mehr Gamasinen ermittelt wurden als in 2010, zeigten die Lokationen, die in beiden Jahren untersucht wurden, keine signifikanten Unterschiede in ihren Gamasinendichten.

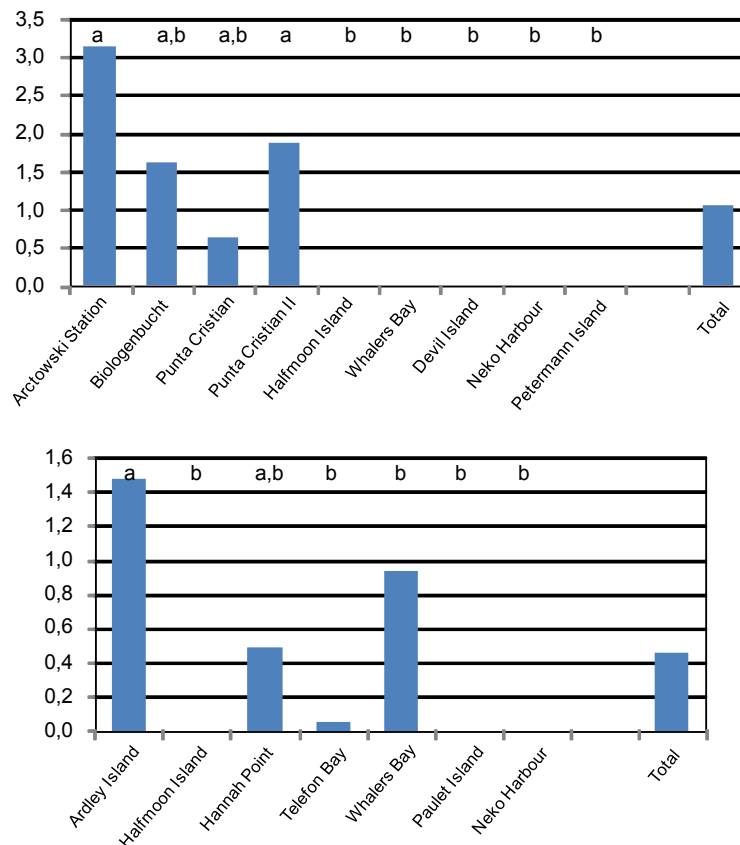


Abb. 147: Mittlere Raubmilbendichten (Individuen je 100 cm^3 Substrat) an den verschiedenen Anlandestellen getrennt für 2010 (oben) und 2011 (unten); unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede; Anlandestellen mit einem gemeinsamen Buchstaben unterscheiden sich statistisch nicht voneinander. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen ist zu beachten.

In beiden Jahren bestanden signifikante Zusammenhänge zwischen den Gesamtindividuenzahlen der Gamasinen einerseits und der Vegetationsbedeckung sowie den Parametern andererseits, die den Fundort repräsentieren (Anhang 4, Tabelle A4-4). In 2010

korrelierten die Gamasinendichten darüber hinaus positiv mit dem Gehalt und der Qualität des organischen Materials, während in 2011 ein positiver Zusammenhang zwischen Tierzahlen und Bodenfeuchte bestand.

In den meisten Lokalisationen wurden höhere Gesamtindividuenzahlen in den anthropogen unbeeinflussten Flächen ermittelt (Abb. 148). Dieser Trend war in 2010 nicht signifikant, hauptsächlich aufgrund der vielen Proben, die keine Gamasinen enthielten. In 2011 stellte sich dieser Trend lediglich als beinahe signifikanter Unterschied dar. Für beide Jahre zusammen genommen war das Ergebnis dagegen hoch signifikant (Anhang 5, Tabelle A5-6).

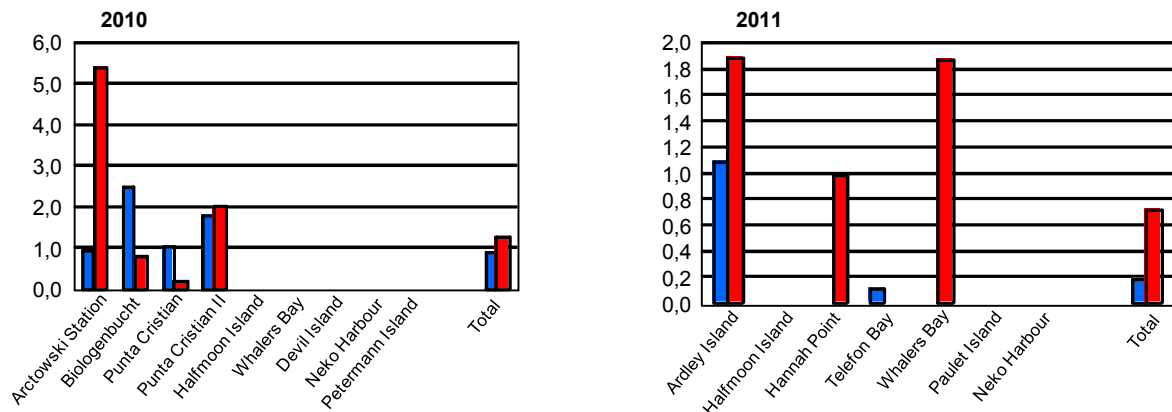


Abb. 148: Raubmilbendichten [Individuen je 100 cm³ Substrat] an den verschiedenen Anlandestellen, getrennt für anthropogen beeinflusste (blau) und unbeeinflusste (rot) Standorte, sowie für 2010 (links) und 2011 (rechts).

Nach Herausfiltern von anderen Habitatparameter, die einen möglichen Effekt überdecken, zeigt die Kovarianzanalyse im Untersuchungsjahr 2010 einen Zusammenhang zwischen den Raubmilbendichten und der Vegetation: mit zunehmender Vegetationsbedeckung nahmen die Tierzahlen zu (Abb. 149; Anhang 6, Tabelle A6-4). In 2011 waren nach dieser Analyse die Individuendichten zudem in den anthropogen unbeeinflussten Arealen signifikant höher (Abb. 150).

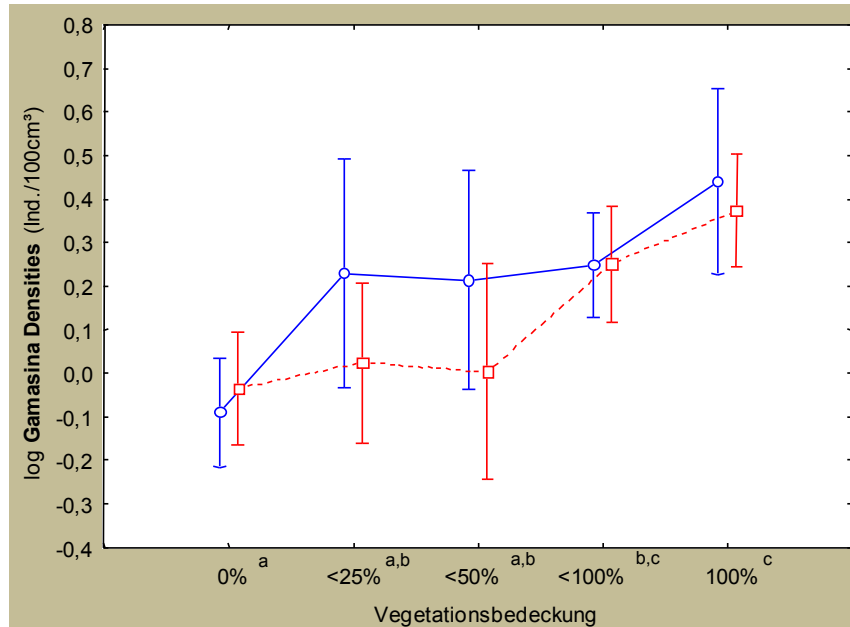


Abb. 149: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2010 ermittelten Gesamtindividuenzahlen der Gamasina in Abhängigkeit der Vegetationsbedeckung, getrennt für anthropogen beeinflusste (blau) und unbeeinflusste (rot) Standorte. Bilderläuterung siehe Abb. 133.

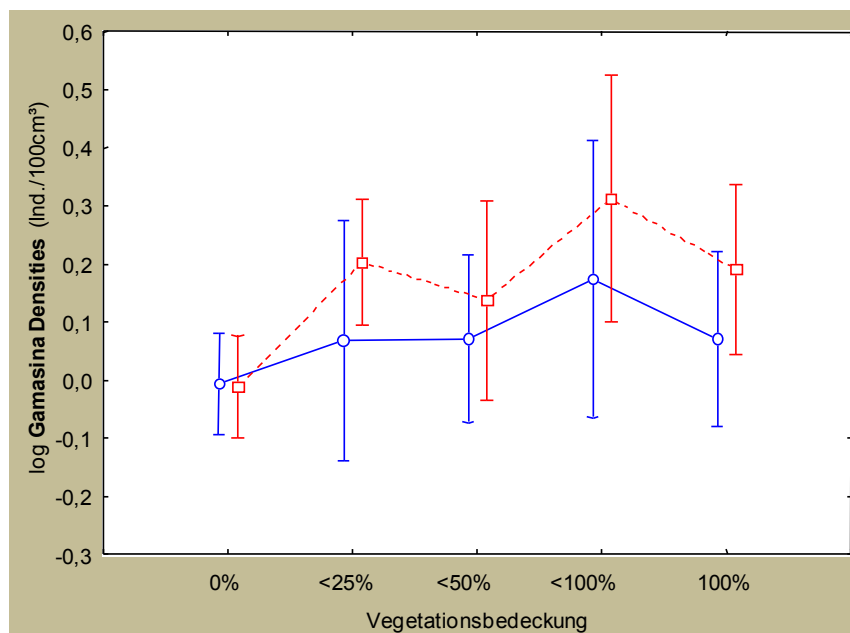


Abb. 150: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2011 ermittelten Gesamtindividuenzahlen der Gamasina in Abhängigkeit von der Vegetationsbedeckung. Bilderläuterung siehe Abb. 133.

Die in der vorliegenden Untersuchung für die Gamasina ermittelten Artenzahl war niedriger als die aller anderen untersuchten Mikroarthropodengruppen bzw. Tiergruppen. Insgesamt wurden vier Arten festgestellt, zwei im Untersuchungsjahr 2010 und drei in 2011. Trotz des insgesamt niedrigen Artenreichtums konnten in beiden Jahren signifikante Unterschiede der Artenzahl pro Bodenprobe zwischen den verschiedenen Lokationen festgestellt werden (Abb. 151; Anhang 5, Tabelle A5-1). Von Jahr zu Jahr waren dagegen keine Unterschiede in der Artenzahl zu verzeichnen.

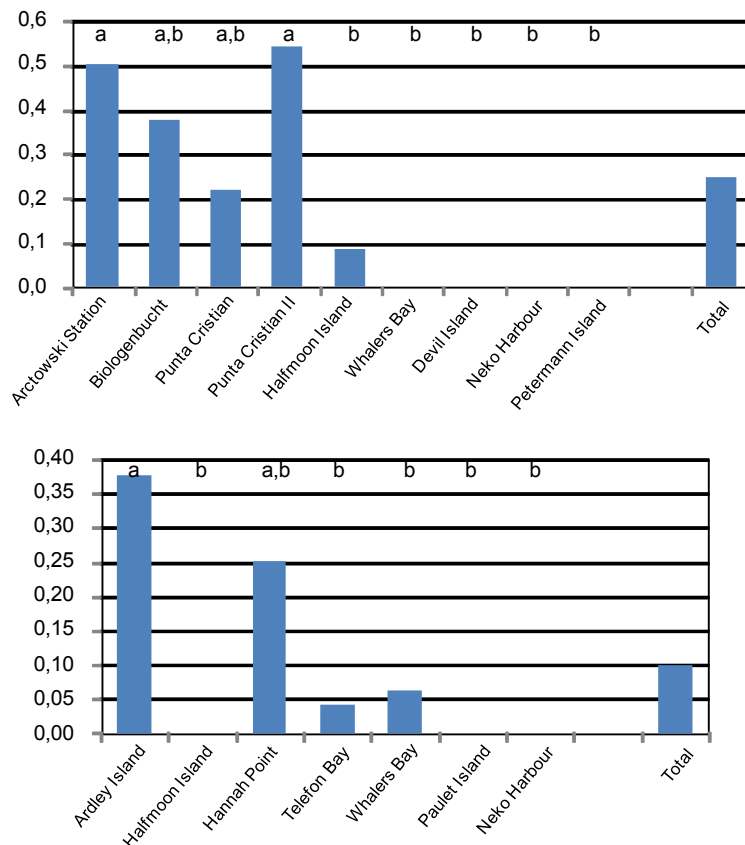


Abb. 151: Mittlere Artenzahlen je Probe an den verschiedenen Anlandestellen getrennt für 2010 (oben) und 2011 (unten); Bilderläuterung siehe Abb. 147.

Die Artenzahlen der Gamasinen korrelierten in beiden Untersuchungsjahren signifikant mit den Parametern, die den Fundort repräsentieren (Sammeldatum und Breitengrad) und positiv mit der Vegetationsbedeckung (Anhang 4, Tabelle A4-4). Nur in 2010 gab es darüber hinaus einen positiven Zusammenhang zwischen der Zahl der Gamasinenarten und dem Gehalt und der Qualität des organischen Materials im Bodensubstrat.

Ob die anthropogen beeinflussten oder die unbeeinflussten Areale mehr Arten aufwiesen, hing von der Lokation ab. Die verschiedenen Lokalitäten zeigten hier widersprüchliche Ergebnisse (Abb. 152). Entsprechend gab es keinen signifikanten menschlichen Einfluss auf die Artenzahlen zu verzeichnen, nur einen leichten Trend hin zu höherem Artenreichtum in unbeeinflussten Arealen.

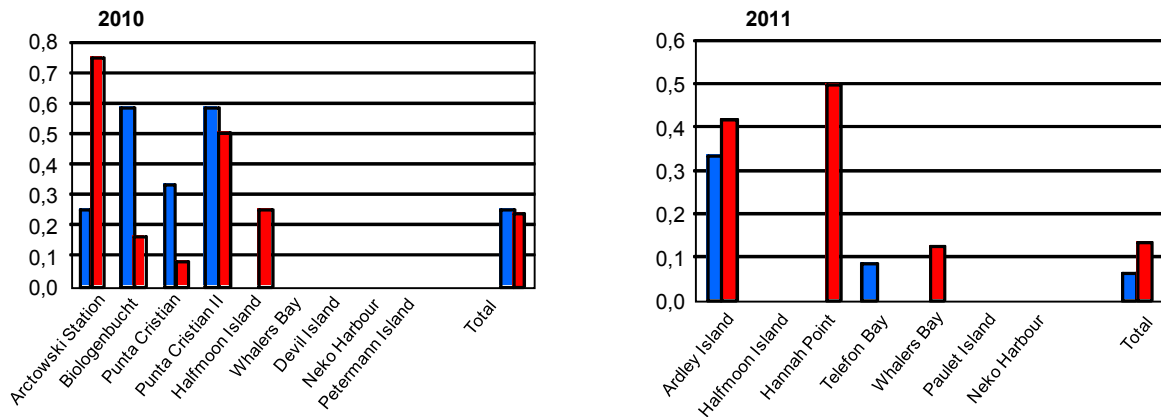


Abb. 152: Mittlere Artenzahlen je Probe der Gamasina in anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Arealen der beiden Untersuchungsjahre.

Die Kovarianzanalyse zeigte signifikant höhere Artenzahlen mit zunehmender Vegetationsbedeckung für die Untersuchungsjahre 2010 und 2011 (Abb. 153 und Abb. 154; Anhang 6, Tabelle A6-4). Darüber hinaus waren die Artenzahlen nach dieser Analyse in den anthropogen unbeeinflussten Arealen im Jahr 2011 signifikant höher (Abb. 154).

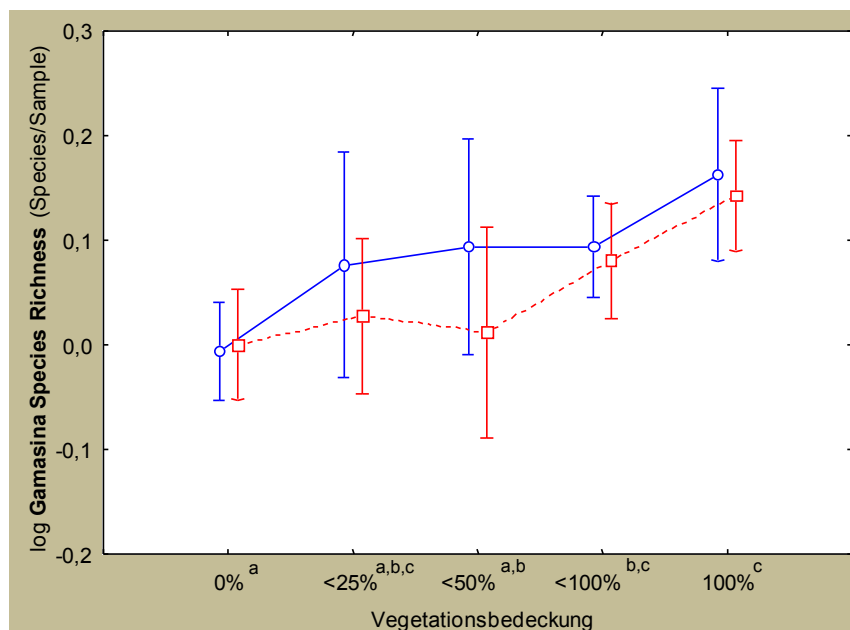


Abb. 153: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2010 ermittelten Artenzahlen der Gamasina in Abhängigkeit von der Vegetationsbedeckung, Bilderläuterung siehe Abb. 133.

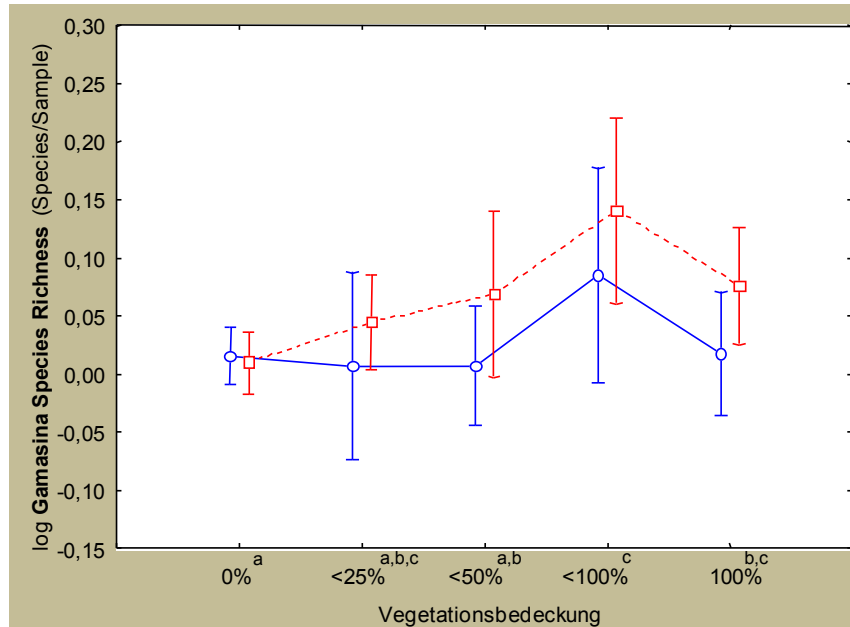


Abb. 154: Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) der in 2011 ermittelten Artenzahlen der Gamasina in Abhängigkeit von der Vegetationsbedeckung, Bilderläuterung siehe Abb. 133.

3.4.2.3.2 Ergebnisse und Beschreibung der nachgewiesenen Arten

Insgesamt wurden in der vorliegenden Untersuchung vier Gamasinenarten nachgewiesen. Aufgrund der geringen Individuenzahlen, die für eine tiefergehende taxonomische Analyse zur Verfügung standen, konnten zwei dieser Arten leider nicht auf Artniveau bestimmt werden. Für eine dieser beiden Arten war auch die Zuordnung zu einer Gattung oder Familie nicht möglich. Die nachgewiesenen Arten und ihre Position innerhalb der Systematik sind im Folgenden aufgelistet, die mittleren Individuenzahlen in den verschiedenen Lokalitäten im Anhang 3, Tabelle A3-3. Systematiken folgen Karg & Schorlemmer (2009).

Ologamasidae

Hydrogamasellus racovitzai (Trouessart, 1903)

Parasitidae

Parasitus tarsispinosus Hunter, 1967

(unbekannt)

Gen. sp. 1 (nur zwei Larven)

Gen. sp. 2 (nur ein Protonymph)

3.4.2.3.2.1 Einheimische Arten der maritimen Antarktis

Hydrogamasellus racovitzai (Trouessart, 1903)

Syn. *Gamasus racovitzai* Trouessart, 1903

Syn. *Gamasellus racovitzai* (Trouessart, 1903)

Syn. *Cyrtolaelaps racovitzai* (Trouessart, 1903)

H. racovitzai ist eine große, auffällige Milbe, die in der maritimen Antarktis weit verbreitet ist (Abb. 155). Darüber hinaus ist die Art auch oft aus der Subantarktis gemeldet worden (Pugh et al. 1994, Convey & Quintana 1997). Die Art ist aus einer weiten Bandbreite von Habitaten bekannt, darunter auf oder unter Steinen, in Algenrasen, auf Flechten, Moosen, Gras sowie in Vogelnestern (Dalenius 1965, Tilbrook 1967b, Richard et al. 1994, Convey & Quintana 1997, Convey & Smith 1997). In Moosen kommen ihre Vertreter augenscheinlich in der oberen Schicht (0-3 cm) vor (Goddard 1979a). In welchem Habitattyp die höchsten Abundanzen

auftreten, scheint stärker von der Lokation als vom Habitattyp abzuhängen; der wichtigste Faktor ist dabei offenbar die Verfügbarkeit und Häufigkeit von Beuteorganismen (Strong 1967).

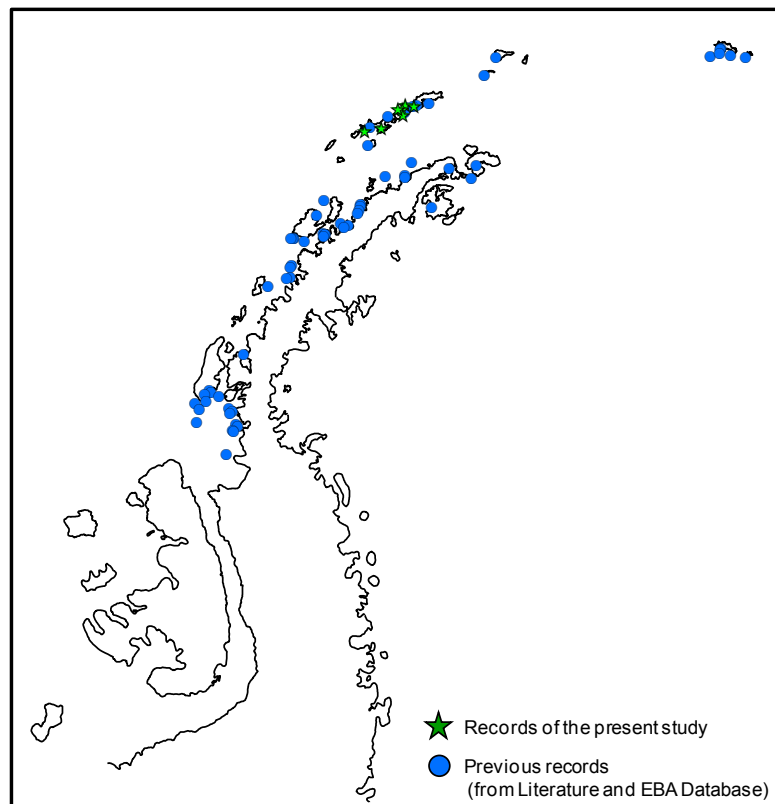


Abb. 155: Meldungen von *H. racovitzai* aus der maritimen Antarktis. Quellen s. Abb. 94.

H. racovitzai ist ein sehr aktiver Beutegreifer, der sich hauptsächlich von Collembolen und Milben ernährt (Gressitt 1967, 1979c, Strong 1967). Die Aktivitätsmuster der Art folgen einem deutlichen Tagesrhythmus, mit aktiveren Phasen gegen Mitternacht. Das Auftreten von *H. racovitzai* steht in einem schwachen, negativen Zusammenhang mit der Temperatur (Burn & Lister 1988). Beide Faktoren könnten den Erfolg beim Collembolenfang erhöhen, denn diese sind vermutlich langsamer bei niedrigen Temperaturen.

In der vorliegenden Untersuchung war *H. racovitzai* das häufigste Taxon innerhalb der Gamasina. Die Art wurde ausschließlich auf den Südlichen Shetlandinseln angetroffen (Abb. 155). Die Korrelationen mit den verschiedenen Habitatparametern stimmten mit denen der Gesamtraubmilbendichten überein (Anhang 4, Tabelle A4-4). In beiden Jahren lag ein Zusammenhang mit dem Breitengrad (als Parameter der Lokation) sowie eine positive Korrelation mit der Vegetationsbedeckung vor. In 2010 war die Individuendichte von *H. racovitzai* darüber hinaus positiv mit dem organischen Gehalt der Bodenproben korreliert, in 2011 bestand dagegen ein positiver Zusammenhang mit der Bodenfeuchte.

Obwohl *H. racovitzai* allgemein in anthropogen unbeeinflussten Arealen häufiger erfasst wurde (Abb. 156), war abgesehen von einer leichten Tendenz in 2011 kein signifikanter menschlicher Einfluss festzustellen. Die Kovarianzenanalyse lieferte keine Ergebnisse.

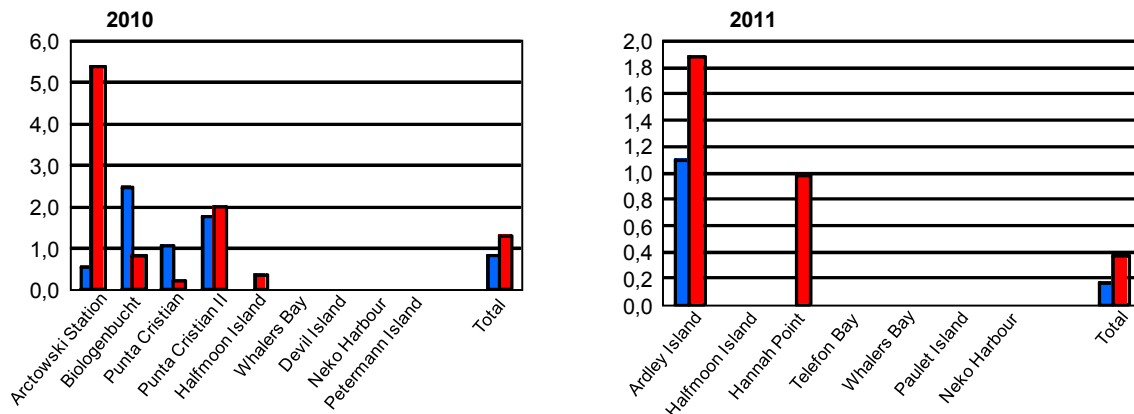


Abb: 156. Gesamtabundanzen von *H. racovitzai* (in Individuen je 100 cm³ Substrat), getrennt für anthropogen beeinflusste (blau) und unbeeinflusste (rot) Areale und für die beiden Untersuchungsjahre.

In der vorliegenden Untersuchung wurde ein weiteres Taxon, *Hydrogamasellus* sp. 2, innerhalb dieser Gattung vorgefunden. Bis jetzt blieb dessen Identität auf dem Artniveau ungeklärt. Möglicherweise handelt es sich hierbei um eine neue Art. Die Klärung bedarf weiterer taxonomischer Untersuchungen. Durch das überaus sporadische Auftreten dieses Taxons mit nur sehr wenigen Individuen kann hier auch keine Aussage über die Verteilung, die Habitatpräferenzen, einen möglichen anthropogenen Einfluss sowie den Status der Art (indigenen oder eingewandert) abgeleitet werden. Vertreter dieses Taxons wurden ausschließlich nahe der Arctowski Station in Admiralty Bay auf King George Island in 2010 gefunden. Ähnliches trifft für das zweite nicht näher identifizierte Taxon zu: Genus sp. III wurde mit einem einzigen Individuum in Telefon Bay auf Deception Island vorgefunden.

Parasitus tarsispinosus Hunter, 1967

P. tarsispinosus wurde bisher nur einmal aus der maritimen Antarktis (Deception Island) gemeldet, wo die Art "unter Holz auf einer Fläche aus Vulkanasche" gefunden wurde (Hunter 1964, Downie 2002 in Valencia & Downie 2002). In der vorliegenden Untersuchung war der Fundort ebenfalls Deception Island und die Art wurde mit mehreren Individuen aus zwei Bodenproben extrahiert (Abb. 157). Dieser Fund bestätigt das Vorkommen der Art in überlebensfähigen Populationen auf Deception Island.

Auch diese Art kam in zu wenigen Bodenproben oder Lokationen vor, um eine statistische Analyse ihrer Beziehung zu Habitatparameter, ihre Verteilung innerhalb der Lokationen oder den Einfluss anthropogener Aktivitäten auf ihre Individuendichten zu erlauben.

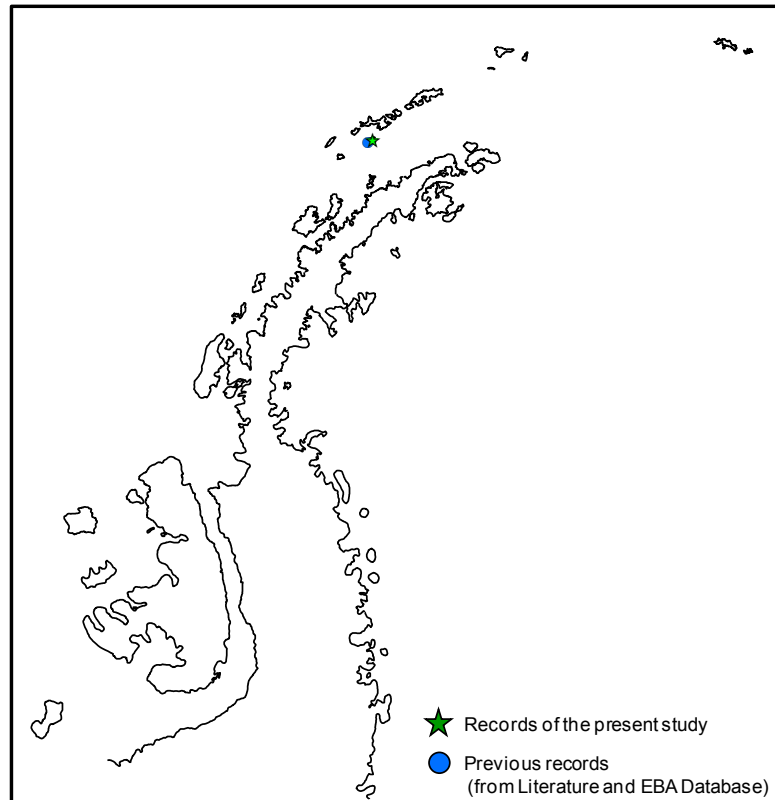


Abb. 157. Belege von *P. tarsispinosus* in der maritimen Antarktis. Quellen s. Abb. 94.

3.4.2.3.2 Potenziell eingeschleppte nicht-heimische Arten

Es wurden keine nicht-indigenen Arten innerhalb der Gamasina ermittelt.

3.5 Mikrofauna

3.5.1 Nematoda (Fadenwürmer)

Der Stamm Nematoda (Fadenwürmer) umfasst mikroskopisch kleine, unsegmentierte, zumeist radiär symmetrische Würmer, die äußerst erfolgreich fast alle zumindest phasenweise feuchten Lebensräume auf unserem Planeten besiedeln. Als Parasiten leben Nematoden in Tieren und Pflanzen, frei kommen sie interstitiell im Boden und allen Süßwasser- und marinen Sedimenten, sowie in Moosen, Flechten und Algenrasen vor. Nur der Luftraum und das Freiwasser werden von Nematoden nicht aktiv bewohnt, wohl aber passiv zur Verbreitung „genutzt“ (Wind- und Wasserverdriftung). Die ersten antarktischen Nematoden wurden auf der Belgica-Expedition (1897-1899) von dem rumänischen Biologen Emil Racovita in kleinen Schmelzwasseransammlungen bei Beneden Head gesammelt und von de Man (1904) als *Plectus antarcticus*, *Plectus belgicae* und *Mononchus* sp. (später zu *Coomansus gerlachei*) beschrieben. Heute sind 54 Nematodenarten aus der Antarktis bekannt und es werden beständig weitere neue Arten entdeckt. Etwa 85% der bisher aus der Antarktis gemeldeten Arten sind endemisch, d.h. sie wurden nur in der Antarktis gefunden (Andrássy 2008). Davon sind wiederum 32 Arten aus der klimatisch milderen, maritimen Antarktis (inklusive Antarktische Halbinsel) und nur 22 Arten aus der flächenmäßig sehr viel größeren, aber klimatisch raueren kontinentalen Antarktis gemeldet (Andrássy 2008). Überschneidungen, also Arten, die sowohl in der maritimen als auch in der kontinentalen Antarktis vorkommen, gibt es so gut wie keine (aber

siehe Maslen & Convey 2006). Je nach Art ernähren sich im Boden lebende Nematoden von Bakterien, Pilzen, Algen, totem organischen Material, Pflanzenwurzelsäften, Einzellern oder Bodentieren (Yeates et al. 1993). Angesichts des zumeist fehlenden pflanzlichen Bewuchses und der niedrigen Nährstoffkonzentrationen spielen in der Antarktis Bakterien- und Algenfresser eine Hauptrolle im Bodennahrungsnetz (Andrássy 1998).

Als aquatische Lebensformen sind Nematoden für ihr aktives Leben, also für Fortbewegung, Ernährung, Wachstum, Atmung und Fortpflanzung, auf die Verfügbarkeit von Wasser angewiesen. Da terrestrische Lebensräume wiederholt bis regelmäßig austrocknen, sind viele an Land lebende Nematodenarten zur Anhydrobiose fähig, ein ametabolischer Dormanzzustand, in dem sie die widrigen Umstände jahrelang überdauern können (Wharton 2002). Kehrt das Wasser zurück, werden sie binnen Minuten bis Stunden wieder aktiv. Obwohl es große Mengen an Wasser in der Antarktis gibt, steht das meiste davon den Organismen nicht zur Verfügung, sondern ist im Eis, Schnee, Lehm oder organischen Material gebunden. Die Verfügbarkeit von Wasser spielt entsprechend in der Antarktis eine Hauptrolle bei der Verbreitung terrestrischer Nematodenarten (Wharton 2003). Im Dry Valley liegen 30 bis 80% der Nematoden in Anhydrobiose vor (Treonis et al. 2000). Die durch Austrocknung induzierte Anhydrobiosis schützt auch vor anderem Umweltstress, z. B. extrem niedrigen Temperaturen. Aber auch ohne eine vorhergehende Anhydrobiose sind einige antarktische Nematoden in der Lage, Temperaturen bis -30°C und intrazelluläre Eisbildung unbeschadet zu überleben (Smith et al. 2008, Wharton et al. 2005). Angesichts dieser Überlebenskünste verwundert es nicht, dass die Nematoden die individuen- und artenreichste Tiergruppe in der terrestrischen Antarktis darstellen.

3.5.1.1 Allgemeine Gemeinschaftsparameter

Aus den insgesamt 328 Bodenproben der vorliegenden Untersuchung wurden über 255.000 Nematoden extrahiert und gezählt und davon wiederum insgesamt 18.322 Nematoden (maximal 100 Individuen pro Probe) taxonomisch bestimmt. Es wurden mittlere Dichten von 0,8 (Neko Harbour) bis 11.344 (Arctowski Station) Individuen je 100 cm³ Substrat ermittelt (Abb. 158). Die Artenzahlen pro Bodenprobe lagen zwischen 0,2 (Neko Harbour) und 11,3 (Punta Christian I). In beiden Untersuchungsjahren unterschieden sich die Lokalitäten hinsichtlich der Nematoden- und Artenzahlen signifikant voneinander (siehe Anhang 5, Tabelle A5-1 für Ergebnisse der statistischen Analysen), wobei in 2010 die nördlichsten Untersuchungsstellen auf King George Island die höchsten Individuendichten (Arctowski Station) und Artenzahlen (Biologenbucht und Punta Christian) aufwiesen (Abb. 158). In 2011 waren die höchsten Nematodenzahlen dagegen in den Böden von Paulet Island zu finden, einer innerhalb dieser Untersuchung relativ südlich gelegenen Insel (Abb. 158). Allerdings gingen diese hohen Dichten auf eine Massenvermehrung einer einzelnen Art, *Rhomborhabditis* cf. *teres*, zurück, während die höchste Artenzahl mit mittleren 7,5 Arten pro Probe auch im Beprobungsjahr 2011 auf Ardley Island ermittelt wurde (Abb. 158).

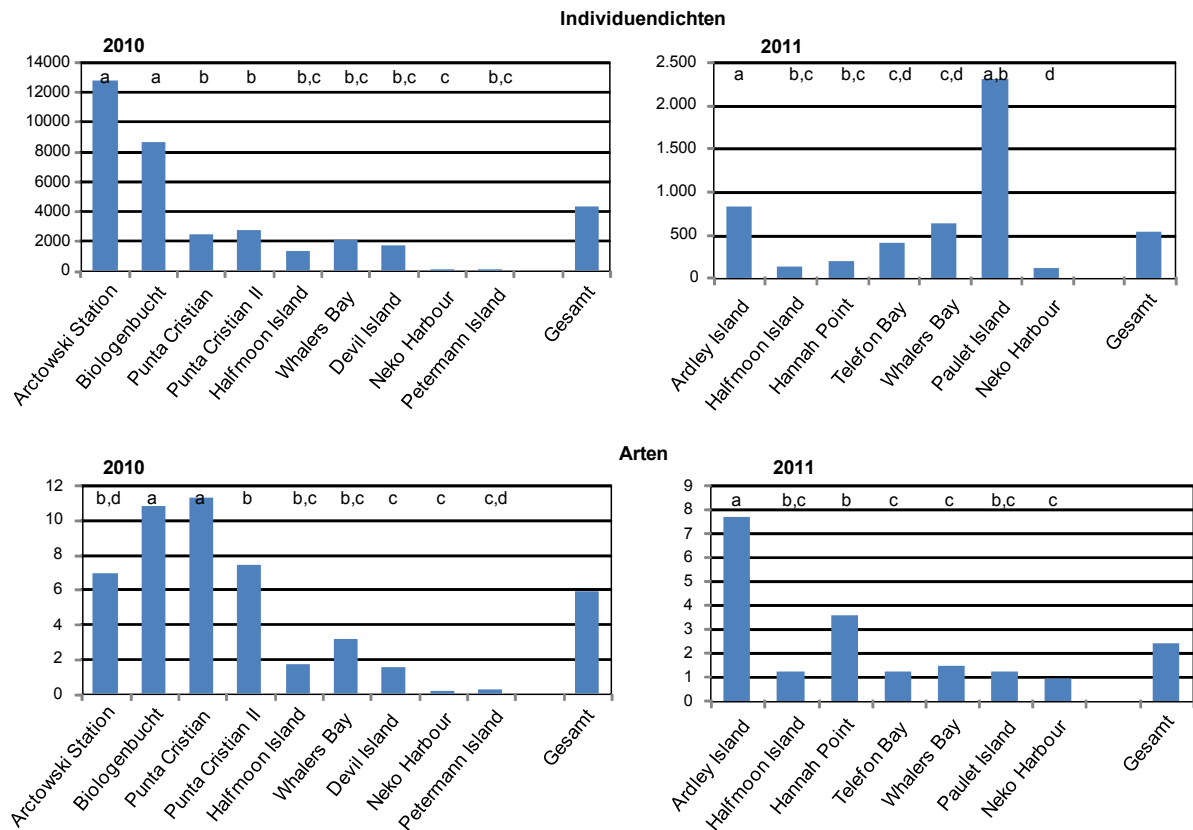


Abb. 158: Nematodendichten (Individuen je cm³ Substrat) und Artenzahlen pro Probe an den verschiedenen Untersuchungsstellen getrennt für 2010 und 2011. Die Untersuchungsstellen sind sortiert, von links nach rechts mit zunehmender südlicher Breite. Unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede; Untersuchungsstellen mit einem gemeinsamen Buchstaben unterscheiden sich statistisch nicht voneinander. Bitte die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen beachten.

Die anthropogen beeinflussten Standorte wiesen signifikant niedrigere Gesamtabundanzen auf, sowohl unter getrennter Betrachtung der einzelnen Beprobungsjahre als auch für beide Jahre zusammen genommen (Abb. 159; Anhang 5, Tabelle A5-7). Auf die Anzahl der ermittelten Nematodenarten (pro Bodenprobe) hatte die menschliche Begehung dagegen keinen Einfluss.

Die Vegetationsbedeckung hatte besonders im Jahr 2010 einen sehr signifikanten Einfluss auf die Gesamtindividuenzahlen (Abb. 160; Anhang 6, Tabelle A6-5). Im Jahr 2011 war dieser Effekt noch vorhanden, aber geringer. So waren die Nematoden in bewachsenen Bodenproben mit Bedeckungsgrade > 0% zahlreicher im Vergleich zu den Bodenproben ohne Vegetation. Betrachtet man die Nematodenzahlen getrennt für verschiedene Vegetationsdeckungsklassen, so wirkte sich die menschliche Begehung allein in beiden Jahren nicht signifikant aus, wobei nur im Jahr 2010 eine Wechselwirkung von Begehung und Vegetationsbedeckung vorlag (Abb. 160; Anhang 6, Tabelle A6-5), was auf einen stärkeren Einfluss menschlicher Begehung bei höheren Vegetationsbedeckung hinweist.

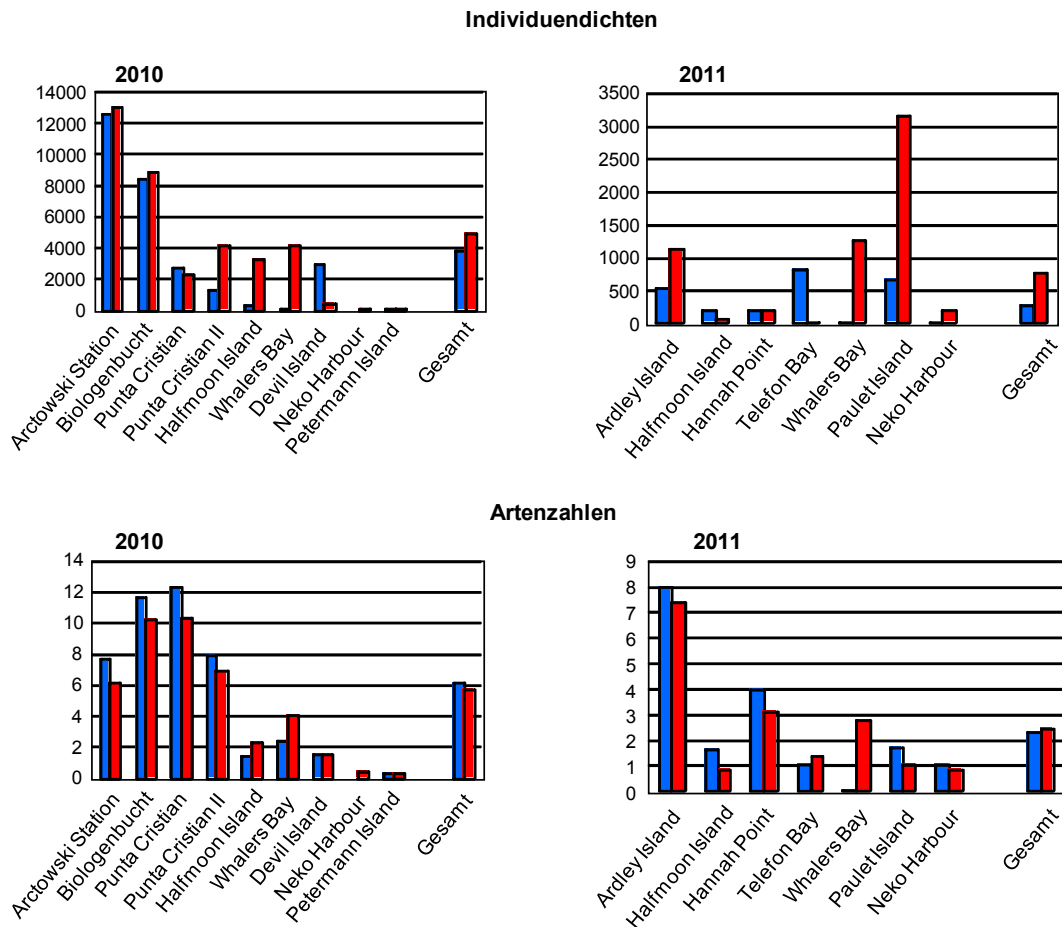


Abb. 159: Nematodendichten (Individuen je 100 cm³ Substrat) und Artenzahlen pro Probe an den verschiedenen Untersuchungsstellen, getrennt für anthropogen beeinflusste (blau) und unbeeinflusste (rot) Standorte, sowie für 2010 und 2011. Bitte die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen beachten.

Auch auf die Anzahl der Arten pro Probe hatte der Grad der Vegetationsbedeckung einen hoch signifikanten Einfluss (Abb. 161; Anhang 6, Tabelle A6-5). Bodenproben ohne Vegetation waren im Vergleich zu den bewachsenen Proben artenärmer. Die menschliche Begehung wirkte sich nicht signifikant aus, aber die Vegetationsbedeckung wirkte unterschiedlich auf die Artenzahlen je nachdem, ob zusätzlich eine anthropogene Beeinflussung vorlag oder nicht, wie aus der signifikanten Wechselwirkung zwischen anthropogenem Einfluss und Vegetationsbedeckung ersichtlich wird (Abb. 161).

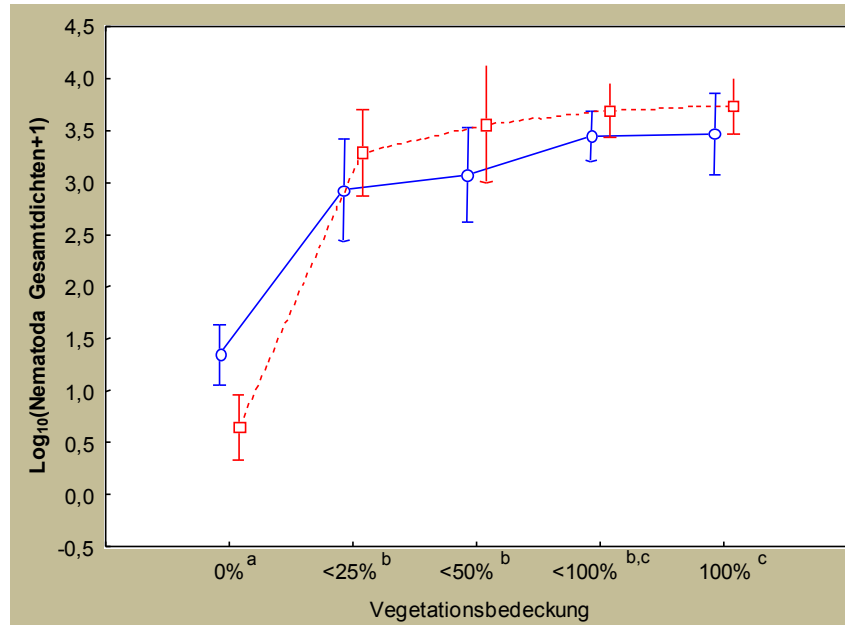


Abb. 160: Gesamtindividuumdichten der Nematoda im Jahr 2010 für anthropogen beeinflusste (blau) und unbeeinflusste (rot) Standorte in Abhängigkeit der Vegetationsbedeckung. Unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede zwischen Bedeckungsgrade der Vegetation.

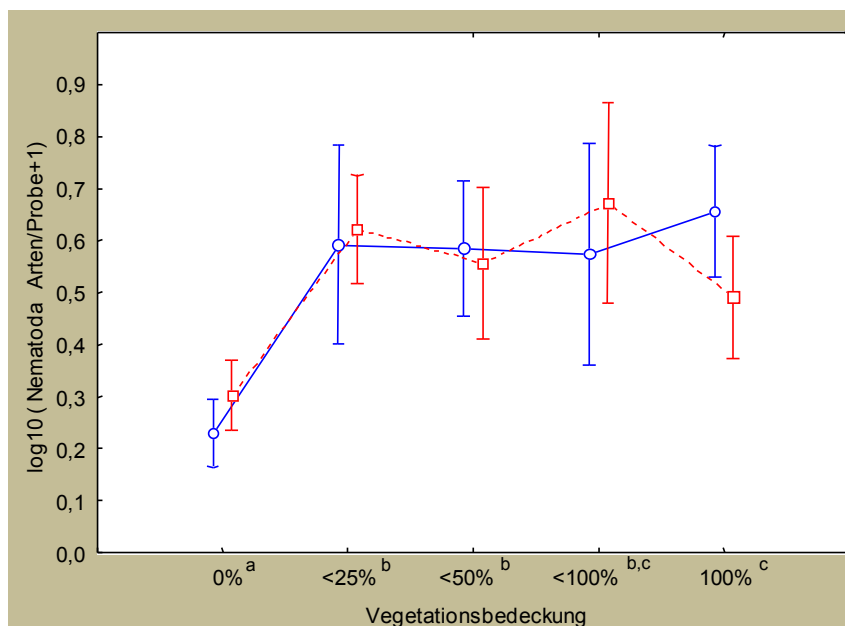


Abb. 161: Anzahl Arten pro Probe der Nematoda im Jahr 2011 für anthropogen beeinflusste (blau) und unbeeinflusste (rot) Standorte in Abhängigkeit der Vegetationsbedeckung. Bilderläuterung siehe Abb. 160.

Die Individuumdichten und Artenzahlen der Nematoden stehen in einem starken Zusammenhang mit dem Fundort (Longitude und Latitude; Anhang 4, Tabelle A4-5): Die Nematodengemeinschaften werden von Nord-Ost nach Süd-West ärmer, sowohl an Individuen als auch an Arten. Die Individuen- und Artenzahl der antarktischen Nematodenfauna korrelierte darüber hinaus in beiden Jahren deutlich mit der Ausprägung einer Vegetation, gemessen in Prozent Deckungsgrad, und der Bodenfeuchte (Anhang 4, Tabelle A4-5): je dichter die Vegetation und je feuchter der Standort, desto reicher die Nematodenfauna. Nicht ganz so

konsistent, aber wenn vorhanden dann immer positiv, zeichnet sich der Zusammenhang zwischen den Nematodenzahlen (Individuen und in 2010 darüber hinaus auch Arten) und dem Gehalt organischer Substanz im Boden ab, ermittelt als Glühverlust, Stickstoffgehalt, Kohlenstoffgehalt und C/N-Verhältnis (Anhang 4, Tabelle A4-5). Schließlich ist den Korrelationsergebnissen noch ein leichter, wenn auch nicht einheitlicher Zusammenhang zwischen der Korngrößenverteilung und den Individuen- sowie Artenzahlen zu entnehmen, mit reicheren Gemeinschaften in Feinsand, Ton und Schluff.

Über die Ernährungsstrategien antarktischer Nematodenarten ist bisher wenig bekannt. Anhand des Baus der Mundhöhle und eventueller Mundwerkzeuge (Stilette, Zähne, Speere) können die Nahrungsquellen dennoch grob abgeschätzt werden, zumal wenn Nahrungsuntersuchungen von verwandten Arten derselben Gattung zur Verfügung stehen. Demzufolge waren die Nematodengemeinschaften der vorliegenden Untersuchung von Bakterienfressern dominiert (Abb. 162). An den Untersuchungsstellen auf King George Island und auf Ardley Island traten zudem große, omnivore Arten auf, deren Vertreter sich vorwiegend von Grünalgen ernährten, wie an der entsprechend typischen Darmfärbung zu erkennen war. Besonders vielfältige Ernährungstypen wies die Nematodengemeinschaft von King George Island auf: Dank der relativ reichen Vegetationsauflage kamen hier neben den Bakterien- und Algenfressern auch noch fungivore-radicivore Nematoden vor, die also Pilzhyphen und/oder Wurzeln anstechen und aussaugen. Auch der carnivore Ernährungstyp zeigte eine sehr Lokalitäten-spezifische Verbreitung: Carnivore Nematoden, die kleine Bodentiere (Nematoden, Tardigraden, Rädertiere) und Einzeller erbeuten, wurden in der vorliegenden Untersuchung in Halfmoon Island (in beiden Untersuchungsjahren) und Hannah Point nachgewiesen, wo sie zum Teil einen erheblichen Teil der Nematodenzahlen ausmachten. Darüber hinaus kamen räuberische Nematoden in geringeren Zahlen auch an der Arctowski Station und Biologenbucht auf King George Island vor.

Ein einheitlicher anthropogener Effekt auf die Abundanzen verschiedener Ernährungstypen war v. a. für die bakteriovore Gilde ersichtlich. So wirkte sich die menschliche Begehung negativ auf die Anzahl der Nematoden aus, die meist Bakterien für ihre Ernährung benötigen, obwohl dies nicht in allen Jahren festzustellen war (Abb. 162; Anhang 5, Tabelle A5-7). Im Jahre 2011 wirkte sich allerdings die anthropogene Beeinflussung negativ auf Nematoden aus, die Algen für ihre Ernährung benötigen oder als „Allesfresser“ gelten (algivore-omnivore Gilde). Im Jahre 2010 und insgesamt wurde kein anthropogener Effekt auf diese Gruppe festgestellt.

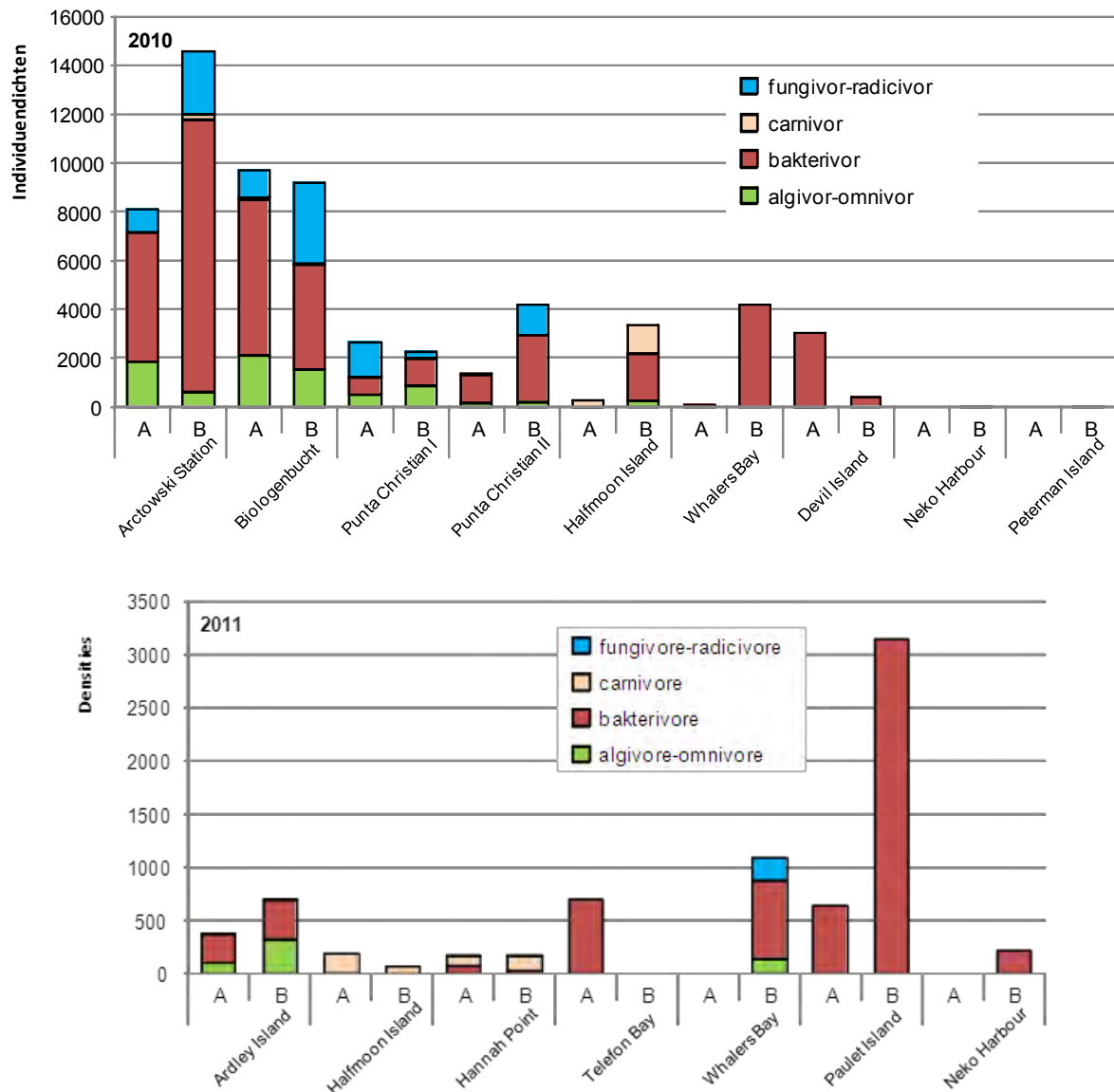


Abb. 162: Mittlere Individuenzahlen der in 2010 (oben) und 2011 (unten) ermittelten Ernährungstypen (Individuen je 100 cm³ Substrat) an den unterschiedlichen Untersuchungsstellen, getrennt für anthropogen beeinflusste (A) und unbeeinflusste (B) Standorte; die Zuordnung der Arten zu den Ernährungstypen ist in Anhang 3, Tabelle A3-4 angegeben. Die Untersuchungsstellen sind sortiert, von links nach rechts mit zunehmender südlicher Breite. Bitte beachten Sie die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen.

3.5.1.2 Ergebnisse und Beschreibung der nachgewiesenen Arten

An den 13 Untersuchungsstellen (Lokalitäten) wurden in den Untersuchungsjahren 2010 und 2011 insgesamt 40 Nematodenarten ermittelt. Die determinierten Arten sind mit ihrer systematischen Position im Folgenden aufgelistet. Die Systematik folgt Edaphobase (www.edaphobase.org) und Fauna Europea (www.faunaeur.org). Ihre durchschnittlichen Dichten in den verschiedenen Lokalitäten sind im Anhang 3, Tabelle A3-4 angegeben.

Secernentea

Rhabditida

Rhabditoidea sp. 1

Cephalobidae

- Acrobeloides arctowskii* Holovachov & Boström, 2006
- Cervidellus* cf. *vexilliger* (de Man, 1880)
- Heterocephalobus* sp.

Panagrolaimidae

- Panagrolaimus* cf. *magnivulvatus* Boström, 1995

Diploscapteridae

- Diploscapter* sp.

Rhabditidae

- Pellioiditis* cf. *marina* (Bastian, 1865)
- Pelodera* cf. *strongyloides* (Schneider, 1860)
- Rhomborhabditis* cf. *parateres* (Cobb, 1924)
- Rhomborhabditis* cf. *teres* (Schneider, 1866)

Aphelenchida

Aphelenchoididae

- Aphelenchoides haguei* Maslen, 1979
- Aphelenchoides helicoma* Maslen, 1979
- Aphelenchoides* sp. 1

Tylenchida

Anguinidae

- Ditylenchus parcevicens* Andrassy, 1998

Tylenchidae

- Filenchus* sp. 1
- Filenchus* sp. 2

Adenophorea

Dorylaimida

- Dorylaimida* sp. 1
- Dorylaimida* sp. 2

Aporcelaimidae

- Aporcelaimellus* cf. *obtusicaudatus* (Bastian, 1865)

Dorylaimidae

- Mesodorylaimus antarcticus* Nedelchev & Peneva, 2000
- Mesodorylaimus chiyei* Nedelchev & Peneva, 2000
- Mesodorylaimus* sp. 1
- Mesodorylaimus* sp. 2

Nordiidae

- Enchodelus signyensis* Loof, 1975

Quadsinematidae

- Amblydorylaimus isokaryon* (Loof, 1975)
- Eudorylaimus coniceps* Loof, 1975
- Eudorylaimus pseudocarteri* Loof, 1975

Monhysterida

Monhysteridae

- Eumonhystera vulgaris* (de Man, 1880)
- Eumonhystera* sp. 1
- Geomonhystera villosa* (Bütschli, 1873)

Mononchida

Mononchidae

- Coomansus gerlachei* (de Man, 1904)

Plectida

Plectidae

- Ceratoplectus armatus* (Bütschli, 1873)
- Plectus antarcticus* de Man, 1904
- Plectus belgicae* de Man, 1904

Plectus insolens Andrassy, 1998

Plectus tolerans Andrassy, 1998

Plectus sp. 1

Teratocephalidae

Teratocephalus rugosus Maslen, 1979

Teratocephalus tilbrooki Maslen, 1979

Triplonchida

Prismatolaimidae

Prismatolaimus sp.

Hiervon sind 21 Arten aus der Antarktis bekannt (Andrassy 1998, Nedelchev & Peneva 2000, Holovachov & Boström 2006). Von diesen 21 Antarktis-Arten weisen wiederum vier Spezies, *Ceratoplectus armatus*, *Coomansus gerlachei*, *Eumonhystera vulgaris* und *Geomonhystera villosa* eine (welt-) weite Verbreitung auf (Andrassy 1998). Die übrigen 17 Arten sind dagegen ausschließlich aus der Antarktis bekannt und somit endemisch: *Acrobeloides arctowskii*, *Amlydorylaimus isokaryon*, *Aphelenchoides haguei*, *A. helicospoma*, *Ditylenchus parcevicens*, *Enchodelus signyensis*, *Eudorylaimus coniceps*, *E. pseudocarteri*, *Mesodorylaimus antarcticus*, *M. chipevi*, *Panagrolaimus* cf. *magnivulvatus*, *Plectus antarcticus*, *P. belgicae*, *P. insolens*, *P. tolerans*, *Teratocephalus rugosus*, *T. tilbrooki*.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung werden *Aporcelaimellus* cf. *obtusicaudatus*, *Cervidellus* cf. *vexilliger* sowie die Rhabditiden *Pelodera* cf. *strongyloides*, *Pellioiditis* cf. *marina* und *Rhomborhabditis* cf. *teres* zum ersten Mal aus der Antarktis gemeldet, wobei Andrassy angibt, dass die Gattungen *Cervidellus* und *Pelodera* bereits zuvor für die maritime Nematodenfauna Erwähnung fanden, jedoch ohne Angabe der Art. Weitere 13 vermeintlich klar abzutrennende Arten aus der vorliegenden Untersuchung konnten von uns wiederum nur präpariert aber noch nicht einer Spezies zugeordnet werden (Anhang 3, Tabelle A3-4), entweder da sie noch nicht beschrieben, also neu für die Wissenschaft sind, oder weil uns die Bestimmungsliteratur nicht vorlag; eventuell handelt es sich um südafrikanische oder südamerikanische Arten.

Die vorliegende Untersuchung trägt mit der relativ detaillierten Analyse von vierzehn verschiedenen antarktischen Untersuchungsstellen (Lokationen) zur Einschätzung der Nematodenfauna der maritimen Antarktis bei (Abb. 163). Mit Ausnahme von Deception Island, Livingston Island und Arctowski Station auf King George Island waren die hier untersuchten Lokalitäten, die in erster Linie aufgrund ihrer touristischen und wissenschaftlichen Nutzung ausgewählt worden waren, unserer Kenntnis nach zum ersten Mal Gegenstand umfangreicherer nematologischer Untersuchungen.

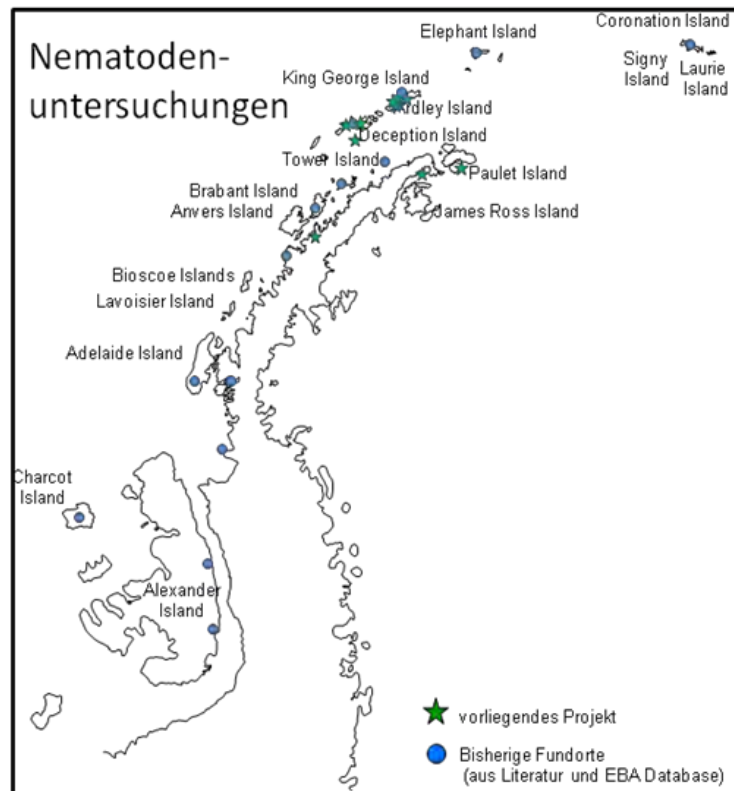


Abb. 163: Bisherige und gegenwärtige Funde der Nematodenarten, die in der vorliegenden Untersuchung ermittelt wurden.

Wie die Gesamtindividuumdichte und Artenzahlen so stehen auch die Abundanzen der meisten Nematodenarten einzeln betrachtet in einem starken Zusammenhang mit dem Fundort (Longitude und Latitude; Anhang 4, Tabelle A4-5): Ihre Populationen werden von Nord-Ost nach Süd-West ärmer an Individuen. Die Individuenzahl vieler Arten korrelierte darüber hinaus in beiden Jahren positiv mit der Ausprägung einer Vegetation, gemessen in Prozent Deckungsgrad und negativ mit der Bodentemperatur. Nicht ganz so konsistent, aber wenn vorhanden dann immer positiv, zeichnet sich der Zusammenhang zwischen den Abundanzen einiger Arten und dem Gehalt organischer Substanz im Boden ab, ermittelt als Glühverlust (Anhang 4, Tabelle A4-5).

Die anthropogene Begehung wirkte sich auf die Abundanzen nur weniger Arten messbar aus (Anhang 5, Tabelle A5-7). Für einige dieser Arten war die Wirkung des anthropogenen Einflusses in 2010 und 2011 widersprüchlich, in einem Jahr erschien sie förderlich, im anderen nachteilig. Vier Arten, bei denen ein anthropogener Effekt über beide Jahre Bestand hatte, zeigten negative Auswirkungen: die algivor-omnivoren Arten *E. coniceps* und *E. pseudocarteri*, und die bakterivoren Arten *P. cf. magnivulvatus* und *R. cf. parateres* wiesen höhere Abundanzen in den anthropogen unbeeinflussten Bereichen auf (Anhang 5, Tabelle A5-7).

Auch die ANCOVA zeigt für einige Arten einen anthropogenen Einfluss, da hier aber der Einfluss der Vegetation und anderer Hintergrundparameter herausgerechnet wurde, sind es allerdings nicht mehr unbedingt dieselben Arten wie bei der ANOVA. Noch häufiger aber zeigt die ANCOVA einen Einfluss der Vegetationsbedeckung auf die Abundanzen einzelner Arten und der Grad der Vegetationsbedeckung wirkte sich unterschiedlich aus je nachdem, ob zusätzlich eine anthropogene Beeinflussung vorlag oder nicht, wie aus den vielen signifikanten

Wechselwirkungen zwischen menschlicher Begehung und Vegetationsbedeckung ersichtlich wird (Anhang 6, Tabelle A6-5, Anthrop. x Vegetation).

3.5.1.2.1 Einheimische Arten der maritimen Antarktis (Auswahl)

Die ökologischen Besonderheiten und das geografische Vorkommen von sechs Vertretern der insgesamt 40 Nematodenarten finden im Folgenden detailliertere Betrachtung. Die Auswahl erfolgte so, dass jeder Ernährungstyp mit mindestens einer Art repräsentiert ist, sowohl Endemiten als auch Arten mit breiterer Verbreitung vorgestellt werden und artspezifische anthropogene Einflüsse sowie Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen von Arten und spezifischen Umweltparametern exemplarisch Erwähnung finden.

Coomansus gerlachei (de Man, 1904)

C. gerlachei kommt in Regionen hoher nördlicher oder südlicher Breite vor, so z. B. auch in Kanada, und ist auf den antarktischen Inseln weitverbreitet (Spaull 1973, Maslen 1979a,b). Peneva et al. (1996) berichtet von Funden auf Livingston Island (Abb. 164). In der vorliegenden Studie wurden Vertreter dieser Art mit hoher Konstanz (in Halfmoon Island in 100% (2010) bzw. 92% (2011) der untersuchten Proben) und erstaunlich hohen Individuenzahlen (mittlere 113 – 555 Individuen je 100 cm³ Substrat Anhang 3, Tabelle A3-4) auf Halfmoon Island (beide Jahre) und Hannah Point vorgefunden. Es handelt sich bei *C. gerlachei* um eine vergleichsweise große, räuberische Nematodenart. *C. gerlachei* zeigt sie als einzige Nematodenart der vorliegenden Untersuchung eine signifikant positive Korrelation mit der Stickstoffkonzentration im Boden. Die hohe Dominanz ihrer Vertreter in den Nematodengemeinschaften der oben genannten Lokationen – in 22 von 36 auf Halfmoon Island untersuchten Bodenproben war *C. gerlachei* die einzige Nematodenart – lässt darauf schließen, dass sie sich nicht primär von anderen Nematodenarten ernährten, sondern vermutlich von juvenilen Vertretern der eigenen Art, sowie Rädertieren, Einzellern und kleinen Tardigraden.

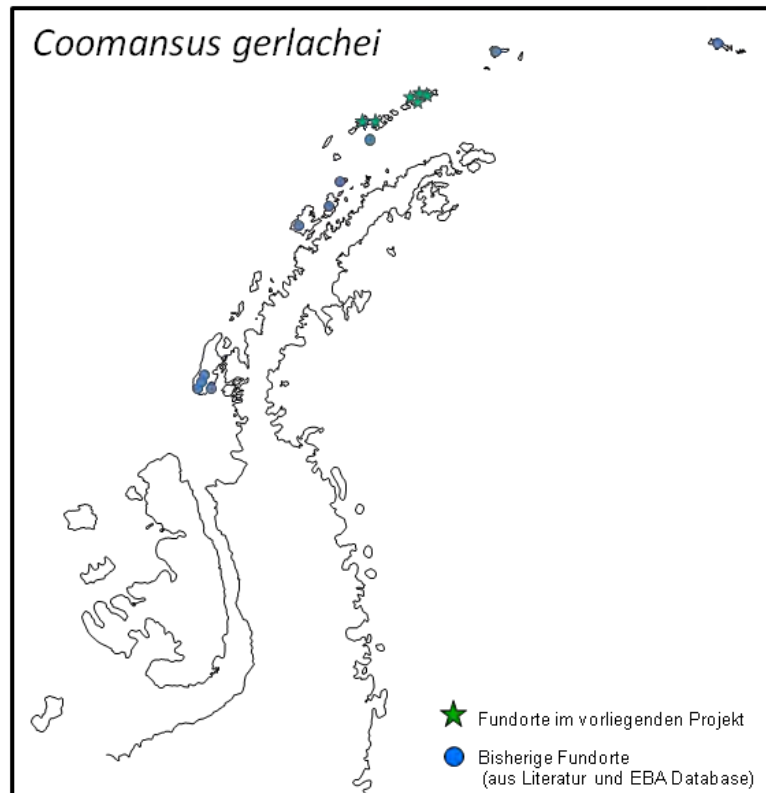


Abb. 164: Nachweise der Gattung *Coomansus gerlachei* in der maritimen Antarktis aus der Literatur und/oder EBA-Datenbank (blaue Kreise) und aus der vorliegenden Untersuchung (grüne Sterne).

Panagrolaimus cf. *magnivulvatus* Boström, 1995

Panagrolaimus magnivulvatus, wurde bisher nur aus der kontinentalen Antarktis gemeldet, erstmalig beschrieben wurde die Art von Boström (1995) aus Nunataks in Dronning Maud Land, Ostantarktis. Nach unserer Kenntnis wären die Funde von *Panagrolaimus* cf. *magnivulvatus* aus Arctowski Station, Halfmoon Island, Hannah Point, Telefon Bay, Whalers Bay, Paulet Island, Devil Island und Neko Harbour, von denen wir hier berichten, die ersten aus der maritimen Antarktis (Anhang 3, Tabelle A3-4). Eine Bestätigung der Identifikation steht noch aus. Weitere nicht näher identifizierte *Panagrolaimus*-Funde sind von den antarktischen Inseln bekannt (Abb. 165). Ob es sich hierbei um dieselbe Art handelt, bleibt ebenfalls zu klären.

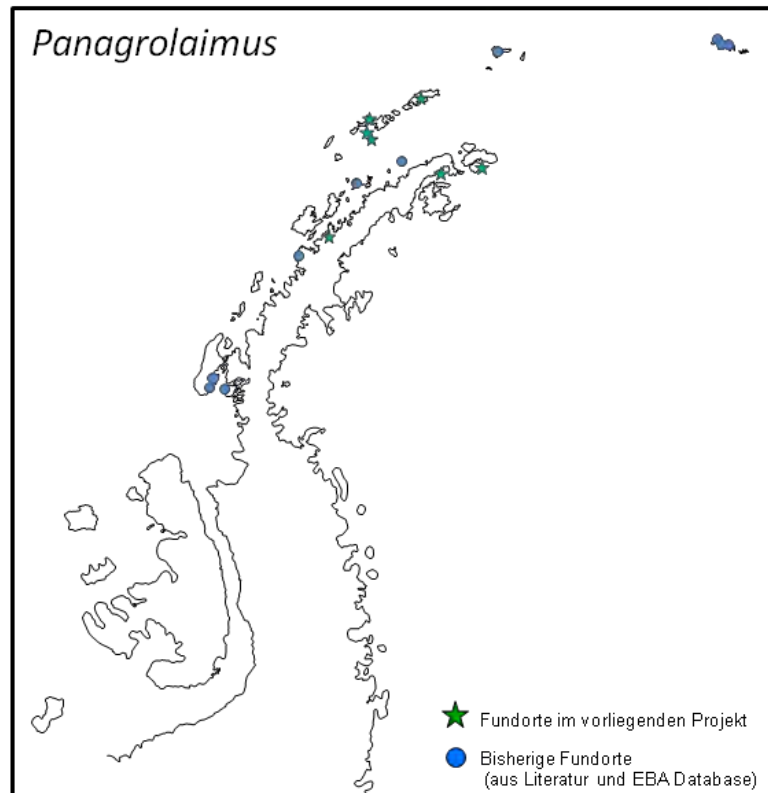


Abb. 165: Nachweise der Gattung *Panagrolaimus* in der maritimen Antarktis aus der Literatur und/oder EBA-Datenbank (blaue Kreise) und von *Panagrolaimus* cf. *magnivulvatus* aus der vorliegenden Untersuchung (grüne Sterne).

P. cf. magnivulvatus gehört zu den wenigen Nematodenarten der vorliegenden Untersuchung, die eine signifikante anthropogene Beeinflussung erkennen lassen: In den anthropogen begangenen Zonen waren ihre Populationsdichten reduziert (Abb. 166; Anhang 5, Tabelle A5-7).

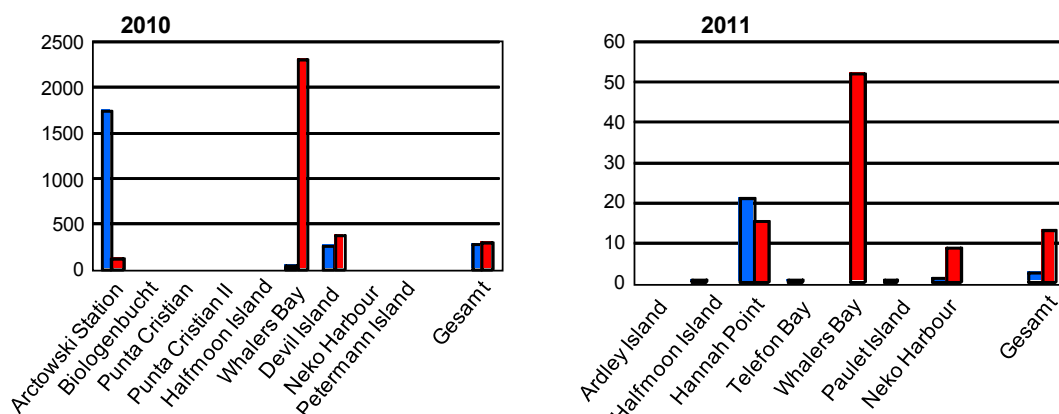


Abb. 166: Vorkommen von *Panagrolaimus* cf. *magnivulvatus* (Individuen je 100 cm³ Substrat) an den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Standorten in 2010 und 2011.

Rhomborhabditis cf. *teres* (Schneider, 1866)

Die ornithogenen Böden auf Paulet Island sind Lebensraum für *R. cf. teres*, eine Art, die mit mittleren 2309 Individuen je 100 cm³ Substrat in allen 12 dort entnommenen Bodenproben

vorherrschte (Anhang 3, Tabelle A3-4). Die Art, die *R. teres* morphologisch sehr ähnlich ist, wird hier erstmalig aus der Antarktis gemeldet. Eine Bestätigung der Identifikation steht noch aus. Vertreter von *R. teres* ernähren sich von Bakterien und vermehren sich dort explosionsartig, wo eine frische kohlen- und stickstoffreiche Quelle starkes Bakterienwachstum gewährleistet, z. B. auf Aas und Kot. Auf Paulet Island geht der Kohlenstoff mehr oder weniger ausschließlich auf Vogelkot (Guano) zurück, und die Stickstoffgehalte sind mit mittleren 1,53 % (Glühverlust 19,7 %) höher als an allen anderen Untersuchungsstellen der vorliegenden Untersuchung (mittlere Stickstoffgehalte 0,33 %, mittlerer Glühverlust 5,5 %). In den Bodenproben von 2011 wurde entsprechend ein starker positiver Zusammenhang zwischen den Individuenzahlen von *R. cf. teres* und der Nährstoffkonzentration, gemessen als Glühverlust, dem Stickstoffgehalt und dem Kohlenstoffgehalt ermittelt (Anhang 4, Tabelle A4-5).

Aphelenchoides haguei Maslen, 1979

A. haguei wurde erstmalig von Maslen (1979a) aus Moospolstern auf Signy Island isoliert und beschrieben. Seither ist die Art auch aus Bodenproben determiniert worden und zeigt eine weite Verbreitung innerhalb der maritimen Antarktis (Abb. 167). *Aphelenchoides*-Arten weisen in ihrer Mundhöhle ein Stilett auf, mit dem sie Pilz- und Wurzelzellen anstechen, um im Anschluss den Zellinhalt einzusaugen. Der Großteil der *Aphelenchoides*-Arten, von denen das Nahrungsspektrum untersucht ist, ernähren sich von Pilzen, andere können auch auf Algen, Flechten, Wurzelepidermiszellen oder Haarwurzelzellen von Gefäßpflanzen überleben und reproduzieren (Yeates et. al 1993). Angesichts der fast vollständig fehlenden Vegetationsdecke in Whalers Bay auf Deception Island (Vegetationsbedeckung 0% bis sporadisch < 25 %) ist davon auszugehen, dass die Vertreter von *A. haguei* sich ausschließlich von Pilzzellen und eventuell Algen ernähren können, auf King Georg Island könnten dagegen Wurzelzellen als zusätzliche Nahrungsquelle Nutzung finden.

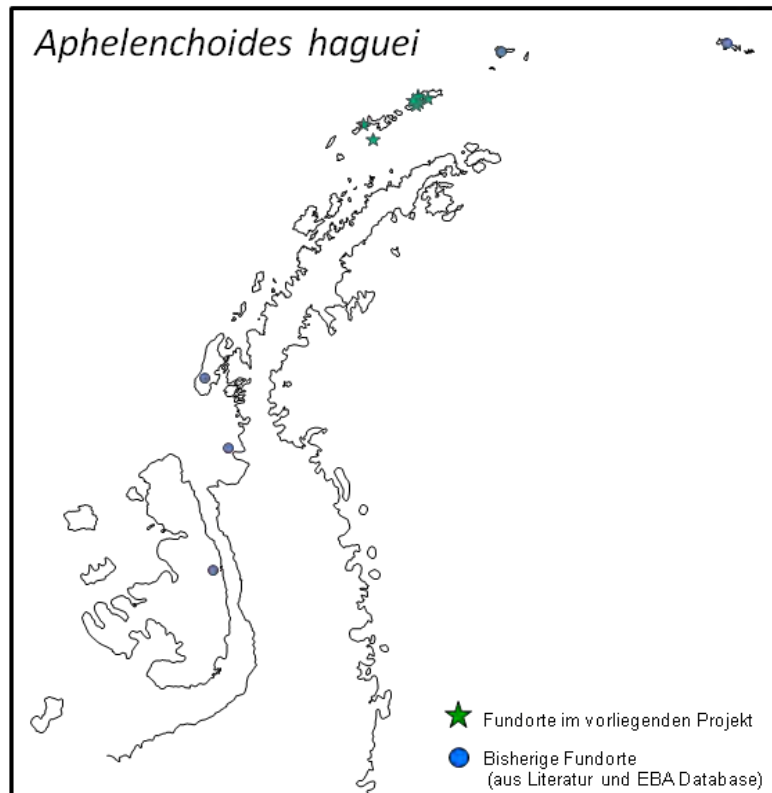


Abb. 167: Nachweise von *Aphelenchoides haguei* in der maritimen Antarktis aus der Literatur und/oder EBA-Datenbank (blaue Kreise) und aus der vorliegenden Untersuchung (grüne Sterne).

Acrobeloides arctowskii Holovachov & Boström, 2006

Die sehr markante Nematodenart *A. arctowskii* ist bisher ausschließlich von King George Island bekannt, wo sie aus der Umgebung der polnischen Antarktisstation „Henryk Arctowski“ von Holovachov & Boström (2006) beschrieben wurde (Abb. 168). In der vorliegenden Untersuchung konnte der Fundort bestätigt werden. Wie auch in der Erstbeschreibung wurde *A. arctowskii* in Arctowski Station in Proben gefunden, in denen die Gefäßpflanze *Deschampsia antarctica* wurzelte. Dem Verbreitungsgebiet konnte in der vorliegenden Untersuchung zusätzlich noch Deception Island hinzugefügt werden, mit positiven Proben von Whalers Bay während beider Beprobungsjahre (2010 und 2011). Da die entsprechenden Bodenproben dort abgesehen von der sporadisch vorkommenden Alge *Brasiola crista* frei von Vegetation waren, legt dieser Fund den Schluss nahe, dass die Assoziation mit *Deschampsia antarctica* oder einer anderen Gefäßpflanze nicht Voraussetzung für den Kolonisierungserfolg von *A. arctowskii* ist. *A. arctowskii* ist aufgrund ihrer Mundhöhlenausstattung vermutlich wie andere Arten der Gattung *Acrobeloides* in erster Linie bakterivor und eventuell fakultativ fungivor.

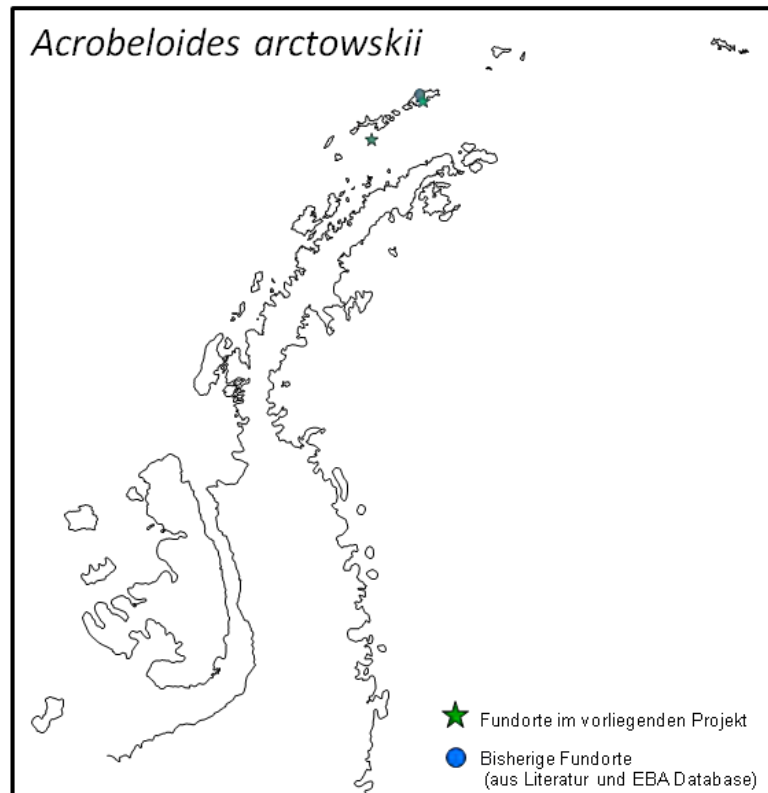


Abb. 168: Nachweise von *Acrobeloides arctowskii* in der maritimen Antarktis aus der Literatur und/oder EBA-Datenbank (blaue Kreise) und aus der vorliegenden Untersuchung (grüne Sterne).

Eudorylaimus coniceps Loof, 1975

E. coniceps ist weit verbreitet in der maritimen Antarktis. Die bisherigen Fundorte erstrecken sich von Signy Island im Norden bis Alexander Island im Süden der Antarktischen Halbinsel (Andrássy 1998 und EBA-Datenbank, Abb. 169). Durch die vorliegende Untersuchung sind Nachweise aus King George Island und Livingston Island hinzugekommen. *E. coniceps* zählt zu den wenigen Nematodenarten der vorliegenden Untersuchung, die eine signifikante anthropogene Beeinflussung erkennen ließen: In den anthropogen begangenen Zonen waren ihre Populationsdichten sehr signifikant verringert (Abb. 170; Anhang 5, Tabelle A5-7).

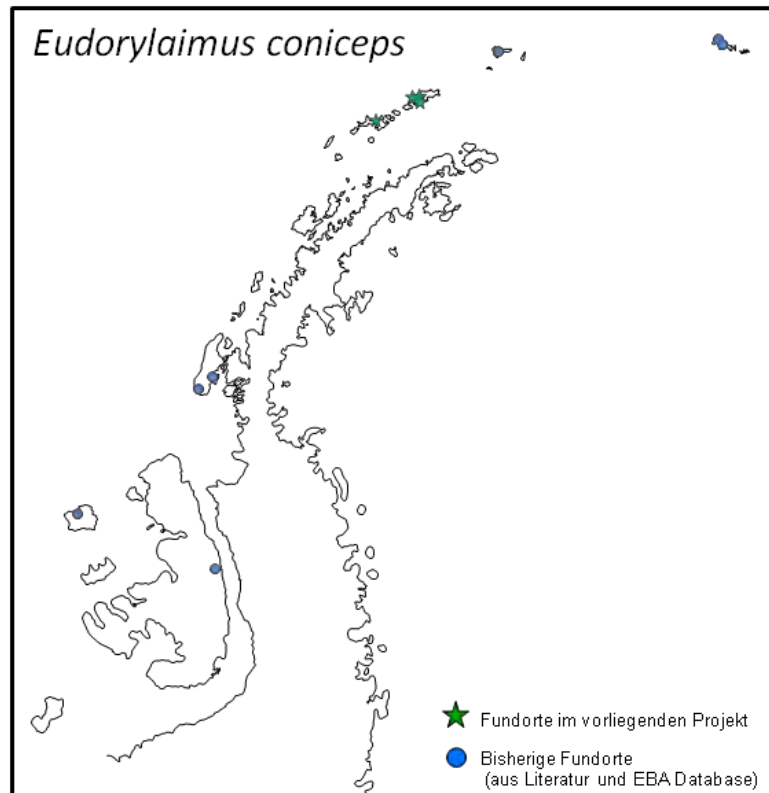


Abb. 169: Nachweise von *Eudorylaimus coniceps* in der maritimen Antarktis aus der Literatur und/oder EBA-Datenbank (blaue Kreise) und aus der vorliegenden Untersuchung (grüne Sterne).

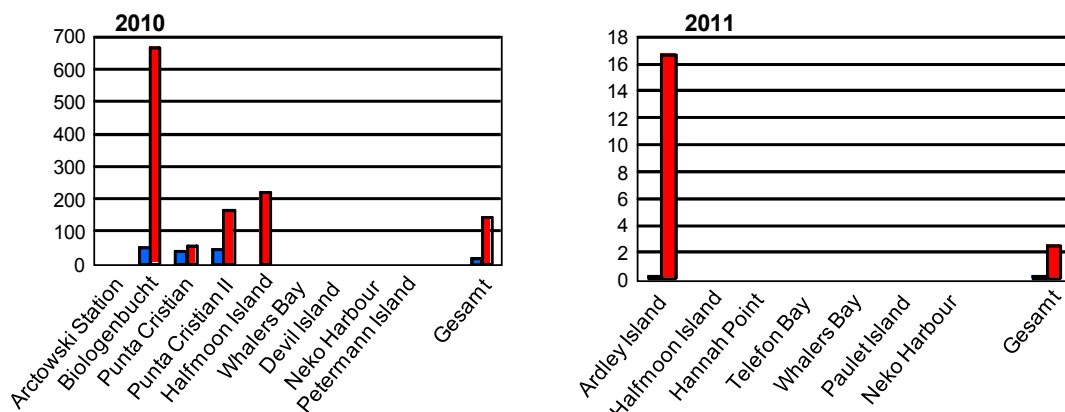


Abb. 170: Vorkommen von *Eudorylaimus coniceps* (Individuen je 100 cm³ Substrat) an den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Standorten in 2010 und 2011.

3.5.1.2.2 Potenziell eingeschleppte nicht-heimische Arten

Bei der Nematoda könnten keine nicht-indigenen Arten mit Sicherheit nachgewiesen werden.

3.5.2 Tardigrada (Bärtierchen)

Tardigraden sind kleine, mehrzellige Tiere von nur 50 bis 1200 Mikrometer Länge. Sie sind weltweit in Süßwasser-, marinen und terrestrischen Habitaten zu finden. In terrestrischen Lebensräumen kommen Tardigraden überall dort vor, wo Wasser verfügbar ist, unter anderem

in Pflanzen-, Flechten- und Moospolstern, in der Streuauflage sowie im Boden. Trotz ihrer kleinen Körpergröße besitzen Tardigraden ein komplettes Verdauungssystem und zeigen sehr unterschiedliche Ernährungsstrategien: dazu zählen das Abweiden von Bakterienrasen, das Fressen von Algen-, Moos- oder Flechtenzellen, sowie die Prädation anderer Vertreter der aquatischen Boden- oder Sedimentfauna (Tardigraden, Nematoden, Rädertiere) oder sogar der eigenen Art. Der früheste Bericht von antarktischen Tardigraden geht auf Richters (1904) zurück, der zum Beispiel *Acutuncus antarcticus* (ursprünglich *Macrobiotus antarcticus*) aus Gaussberg (66° 50'S, 89° 11'E) beschreibt. Zwei Jahre später benannte Murray (1906) drei neue Tardigradenarten und eine Reihe unidentifizierter Arten von Laurie Island, Südlichen Orkneyinseln Islands, (60° 43' 59"S, 44° 36' 58"W). Heute sind etwa 70 Arten aus der Antarktis bekannt und regelmäßig kommen neue hinzu (Convey & McInnes 2005, McInnes persönliche Datenbank). Ein minimaler Prädationsdruck und die beständige Verfügbarkeit von Nahrung ermöglichen den antarktischen Tardigraden mancherorts Populationsdichten, die die Tardigradenzahlen in gemäßigten und tropischen Regionen um das 10 bis 1000fache übersteigen (Jennings 1979; McInnes & Pugh 1999). Entsprechend stellt die Tardigradenfauna einen bedeutenden Anteil der antarktischen Biomasse (Convey & McInnes 2005).

3.5.2.1 Allgemeine Gemeinschaftsparameter

Nicht nur die Verbreitung einzelner Arten, auch gemeinschaftsökologische Parameter zeigen den sehr ortsspezifischen Charakter der antarktischen Tardigradenzönosen (s.u.). So gibt es signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungsstellen sowohl für die Gesamtabundanz als auch für die Artenzahlen beider Untersuchungsjahre (Abb. 171; Anhang 5, Tabelle A5-1).

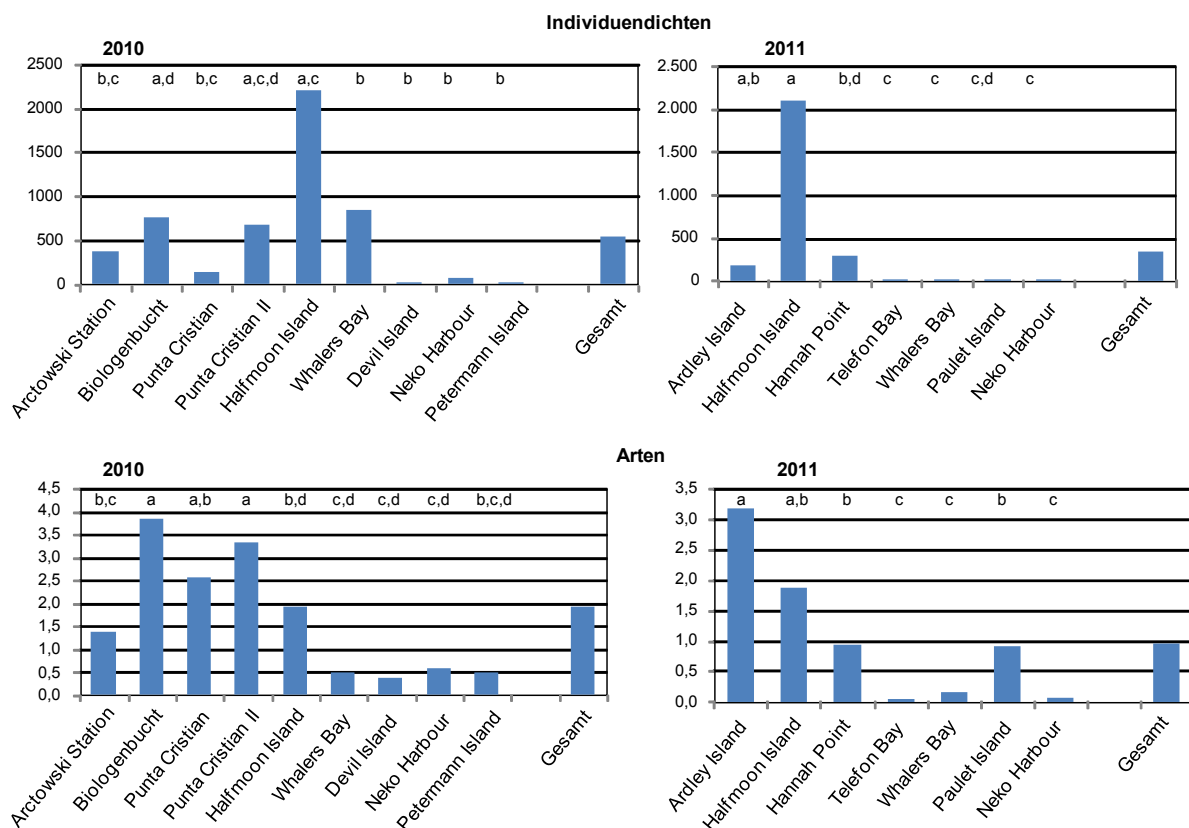


Abb. 171: Tardigradendichten (Individuen je 100 cm³ Substrat) und Artenzahlen pro Probe an den verschiedenen Untersuchungsstellen getrennt für 2010 und 2011. Die Untersuchungsstellen

sind sortiert, von links nach rechts mit zunehmender südlicher Breite. Unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede; Untersuchungsstellen mit einem Buchstaben gemeinsam unterscheiden sich statistisch nicht voneinander.

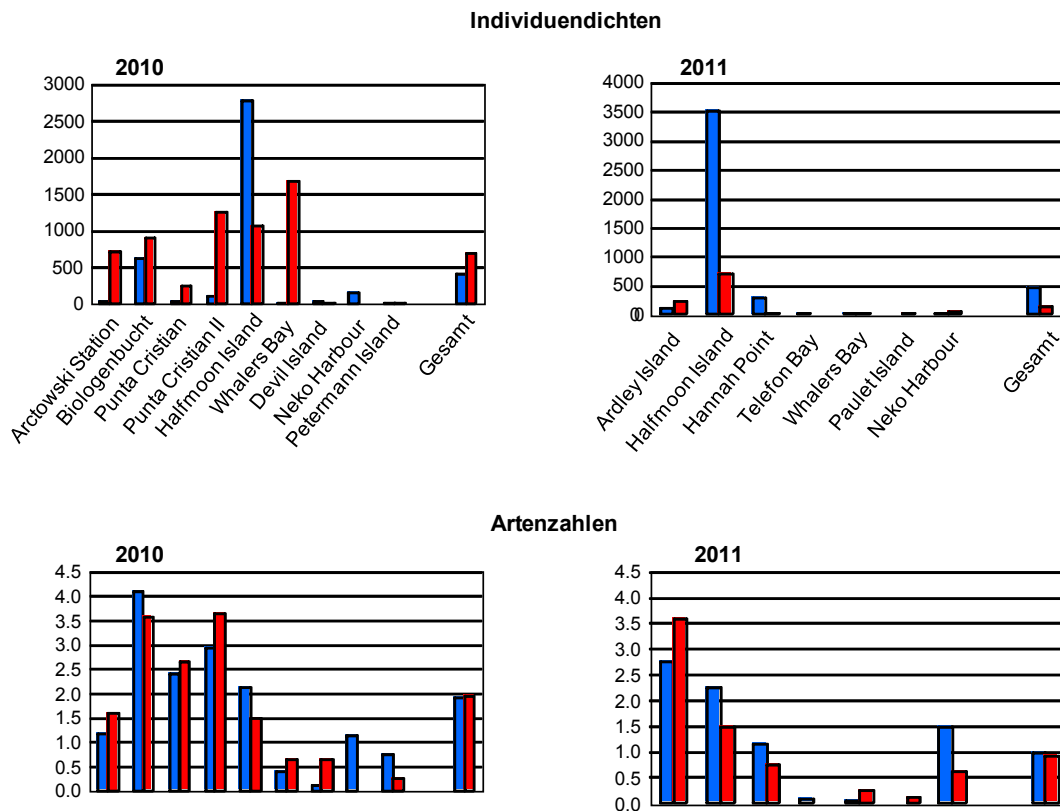


Abb. 172: Tardigradendichten (Individuen je 100 cm³ Substrat) und Artenzahlen pro Probe an den verschiedenen Lokalitäten, getrennt für anthropogen beeinflusste (blau) und unbeeinflusste (rot) Standorte, sowie für 2010 und 2011.

Der Vergleich von anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Standorten hinsichtlich der Tardigradenabundanzen, zeigt nur für 2010 einen signifikanten Zusammenhang, mit höheren Abundanzen in unbeeinflussten Standorten (Abb. 172; Anhang 5, Tabelle A5-8). In 2011 waren die Tardigradenzahlen insgesamt niedriger. Bei Betrachtung beider Jahre zusammen ergaben sich insgesamt niedrigere Zahlen in den anthropogen beeinflussten Arealen. Auf die Anzahl der Tardigradenarten hingegen hatte die anthropogene Begehung keinen statistisch signifikanten Einfluss.

3.5.2.2 Ergebnisse und Beschreibung der nachgewiesenen Arten

Die im vorliegenden Projekt determinierten Arten der Tardigrada sind mit ihrer systematischen Position im Folgenden aufgelistet. Die Systematik folgt der aktuellen Checkliste von 2012 von Degma, Guidetti & Bertolani (www.tardigrada.modena.unimo.it). Ihre durchschnittlichen Dichten in den verschiedenen Lokalitäten sind im Anhang 3, Tabelle A3-5 angegeben.

Eutardigrada

Hypsibioidea

Calohypsibiidae

Calohypsibius Thulin, 1928 sp.

Hexapodibius Pilato, 1969 sp.

Hypsibiidae

Acutuncus antarcticus (Richters, 1904)

Diphascon Plate, 1889 sp. (*Adropion* + *Diphascon*)
Diphascon (*Adropion*) Pilato, 1987
Diphascon (*Diphascon*) Plate, 1889
Hypsibius cf. *dujardini* (Doyère, 1840)
Simplex moult Gen. sp. (Möglicherweise *Acutuncus*, *Diphascon* oder *Hypsibius*)

Isohypsibioidea

Isohypsibiidae

Isohypsibius Thulin, 1928 sp. 1
Isohypsibius Thulin, 1928 sp. 2
Ramajendas cf. *frigida* Pilato & Binda, 1990

Macrobiotoidea

Macrobiotidae

Macrobiotus cf. *furciger* Murray, 1907

Murrayidae

Dactylobiotus R.O. Schuster, 1980 sp.

Heterotardigrada

Echiniscoidea

Echiniscidae

Echiniscus jenningsi Dastych, 1984
Echiniscus (= *Testechiniscus*) *meridionalis* Murray, 1906
Pseudechiniscus Kristensen, 1987 sp.

3.5.2.2.1 Einheimische Arten der maritimen Antarktis

Im Folgenden werden die determinierten Arten kurz beschrieben.

***Ramajendas* cf. *frigidus* Pilato & Binda, 1990**

Gegenwärtig ist sie aus der kontinentalen (Victoria Land) und maritimen Antarktis (Antarktische Halbinsel und angrenzende Inseln bis den Südlichen Sandwichinseln) beschrieben. Über ihre Habitatpräferenzen ist wenig bekannt, aber die bisherigen Funde stammen aus semi-aquatischen bis trockeneren terrestrischen Lebensräumen.

***Acutuncus antarcticus* (Richters, 1904)**

Eine antarktische Art, die sowohl in der kontinentalen als auch der maritime Antarktis bis nach Südgeorgien angetroffen wurde, für gewöhnlich in semi-aquatischen bis aquatischen Bedingungen.

***Macrobiotus* cf. *furciger* Murray, 1907**

Mehrere Weibchen standen zum Zeitpunkt der Fixierung kurz vor der Eiablage und trugen weit entwickelte Eier im Uterus. Diese Eier ermöglichten eine Zuordnung der Funde zu *Macrobiotus* cf. *furciger*. Das Verbreitungsgebiet umfasst die maritime Antarktis und Südgeorgien. Die Art ist vor kurzem als Artenkomplex diagnostiziert worden und wurde entsprechend taxonomisch überarbeitet. Dennoch liegt ein weiteres taxonomisches Problem vor, da der ursprüngliche Typenname nun einem neuen Typenfundort (Locus typus) und dem ursprünglichen Locus typus eine andere (neue) Art zugeordnet wurde. Der Artenkomplex ist gewöhnlich an trockeneren terrestrischen Standorten anzutreffen.

***Diphascon* (*Adropion*) Pilato, 1987 spp (2 Arten)**

Die Präparation einiger Individuen als Dauerpräparate ergab zwei verschiedene, bislang nicht beschriebene Arten.

Diphascon (Adropion) greveni Dastych, 1984

Locus typus ist King George Island, Vorkommen gesamte maritime Antarktis und Südgeorgien an semi-aquatischen und trockeneren, terrestrischen Standorten.

Diphascon (Adropion) Pilato, 1987 sp.

Dies ist eventuell eine neue Art, da sie keiner der in dieser Region bisher gefundenen Arten entspricht. Ihre Habitatpräferenzen sind bisher nicht bekannt.

Diphascon (Diphascon) Plate, 1889 spp (3 Arten)

In den Proben kamen drei nicht näher identifizierte Arten vor.

Diphascon (Diphascon) mirabilis Dastych, 1984

Locus typus ist King George Island. Die Art zeigt vermutlich eine maritim-antarktische Verbreitung. Die Habitatpräferenzen sind unklar, die Art wurde in trockeneren terrestrischen Habitaten nachgewiesen, aber auch in semi-aquatischen Lebensräumen.

Diphascon (Diphascon) cf. pingue (Marcus, 1936)

Diese Spezies wurde bereits zuvor aus der maritimen Antarktis und Südgeorgien gemeldet. *Diphascon (Diphascon) pingue sensu stricto* ist eine Art der nördlichen Hemisphäre. Hinter den antarktischen Funden von *Diphascon (Diphascon) pingue* verbergen sich vermutlich mehrere Arten, die nur durch eine eingehende taxonomische Untersuchung voneinander getrennt werden können. Vermutlich werden hierbei ein bis mehrere neue Arten zu beschreiben sein. In der Antarktis wurde *Diphascon (Diphascon) cf. pingue* aus einer Vielzahl unterschiedlicher Lebensräume gemeldet: von aquatischen bis zu trockeneren terrestrischen Standorten.

Diphascon (Diphascon) langhovdensis (Plate, 1888)

Die Art ist sowohl aus der kontinentalen als auch der maritimen Antarktis bekannt.

Hypsibius cf. dujardini (Doyère, 1840)

H. cf. dujardini ist eine noch unbeschriebene Art, die bereits als *Hypsibius cf. dujardini* aus der maritimen Antarktis und Südgeorgien gemeldet wurde, aus semi-aquatischen Habitaten, die etwas trockener sind als die von *Acutuncus antarcticus*.

Isohypsibius Thulin, 1928 spp (2 Arten)

Isohypsibius sp. 1 wurde mit zwei Individuen festgestellt und ist eventuell der Art *Isohypsibius improvisus* (bekannt aus Enderby Land und King George Island) zuzuordnen. Die beiden Exemplare zeigen aber nicht die charakteristischen 'Grübchen' in der Kutikula, und könnten daher auch einer neuen Art angehören. Für eine Analyse stehen allerdings zu wenige Funde zur Verfügung. Ihre Habitatpräferenzen sind nicht bekannt.

Isohypsibius sp. 2 besitzt kutikuläre Beulen (wie sie für eine ganze Gruppe von Arten der Gattung *Isohypsibius* charakteristisch sind = *Isohypsibius tuberculatus* und andere). Aus der Antarktis ist bisher noch kein Vertreter dieser "buckligen" *Isohypsibius* Gruppe erwähnt worden. Es handelt sich also eventuell um eine neue Art. Für eine entsprechende Untersuchung

ist jedoch eine größere Anzahl an Individuen nötig. In der vorliegenden Untersuchung wurde *Isohypsibius* sp. 2 aus relativ trockenen Böden mit Vegetation isoliert.

Dactylobiotus R.O. Schuster, 1980 sp.

Da keine Eier vorlagen, ist hier keine Artbestimmung möglich; eventuell ist *Dactylobiotus* sp. aus der vorliegenden Untersuchung identisch mit früheren Funden aus der maritimen Antarktis, die als *Dactylobiotus* cf. *ambiguus* bezeichnet werden; einer eventuellen Neubeschreibung muss zuvor noch eine eingehende taxonomische Analyse vorausgehen. Vorkommen ausschließlich in aquatischen Habitaten.

Echiniscus jenningsi Dastych, 1984

Locus typus ist King George Island. *E. jenningsi* ist weit verbreitet in der gesamten maritimen Antarktis und Südgeorgien. Die Habitatpräferenzen variieren von aquatisch (marginal) bis in trockenere terrestrische Lebensräume.

Echiniscus meridionalis Murray, 1906

Locus typus ist Laurie Island (Südliche Orkneyinseln), die Art wurde außerdem aus King George Island gemeldet, für gewöhnlich aus trockeneren, terrestrischen Habitaten.

Pseudechiniscus Kristensen, 1987 sp.

Pseudechiniscus sp. wurde zuvor als *Pseudechiniscus* cf. *suillus* aus der kontinentalen sowie maritimen Antarktis und aus Südgeorgien gemeldet. Es handelt sich um eine noch zu beschreibende Art aus trockeneren terrestrischen Lebensräumen.

Hexapodibius boothi Dastych & McInnes, 1994

Locus typus ist Dundee Island. Auf King Georg Island wurde außerdem eine nicht näher determinierte *Hexapodibius*-Art gefunden. Beide Arten entstammten Bodenproben.

Calohypsibius Thulin, 1928 sp.

Diese Art wurde zuvor als *Calohypsibius* cf. *ornatus* (eine neue Art) von einer Reihe von subantarktischen Inseln gemeldet, darunter Südgeorgien, aus Moos und Flechten an relativ trockenen, terrestrischen Standorten. Bisher war sie noch nicht aus der maritimen Antarktis bekannt.

Eine Reihe von Individuen der Gattungen *Hypsibius*/*Diphascon*/*Acutuncus* lag nur als Simplex Stadium vor (ohne Mundapparat), was eine Artbestimmung unmöglich machte.

Betrachtet man die Arten einzeln hinsichtlich unterschiedlicher Populationsgrößen in den anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Standorten, so lassen sich einige wenige signifikante Effekte erkennen: Die relativ seltene Art *Echiniscus meridionalis* war in beiden Jahren stark mit unbeeinflussten Flächen assoziiert (Abb. 173; Anhang 5, Tabelle A5-8), und auch die Artengruppe *Diphascon* sp., die insgesamt ein breiteres Einzugsgebiet aufwies, kam mit höheren Abundanzen in den unbeeinflussten Flächen vor (Abb. 174).

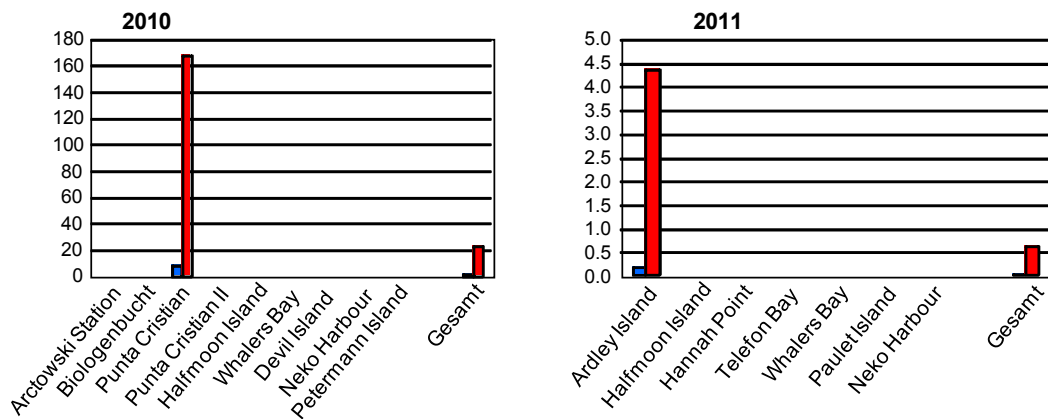


Abb. 173: Vorkommen von *Echiniscus meridionalis* (Individuen je 100 cm³ Substrat) an den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Standorten in 2010 und 2011.

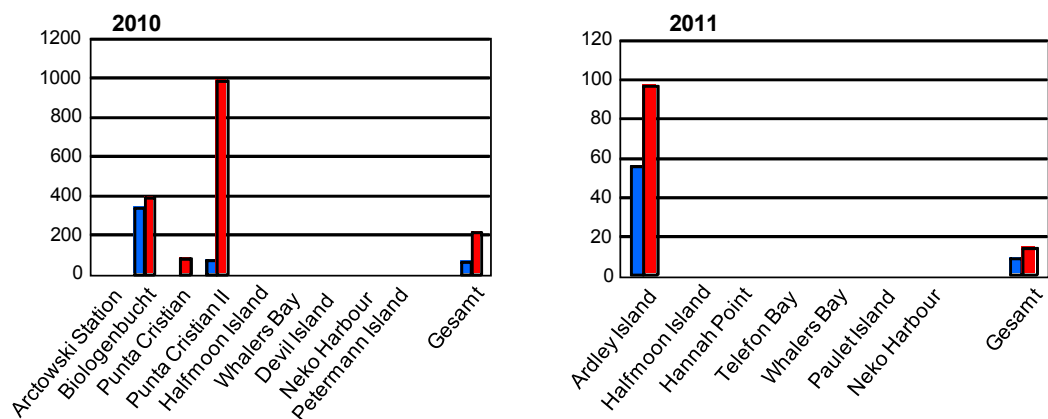


Abb. 174: Vorkommen von *Diphascon (Diphascon) sp.* und *Diphascon (Acropion)* Arten (Individuen je 100 cm³ Substrat) an den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Standorten in 2010 und 2011.

Arten, die im gesamten Untersuchungsbereich auftraten, wie *Acutuncus antarcticus*, *Macrobiotus cf. furciger* und *Hypsibius cf. dujardini* zeigten auf die anthropogene Beeinflussung dagegen vielfältigere Antworten von Toleranz bis Beeinträchtigung (Abb. 175; Anhang 5, Tabelle A5-8). Bei Betrachtung beiden Untersuchungsjahren zeigte nur *Macrobiotus cf. furciger* insgesamt signifikant niedrigere Individuenzahlen in den anthropogen beeinflussten Arealen.

Obgleich viele Arten einen signifikanten anthropogenen Einfluss in die eine oder andere Richtung erkennen lassen, sind ihre Populationsdichten so gering, dass diese Ergebnisse nicht sehr aussagekräftig sind. Genau diese geringen Dichten lassen die Population andererseits aber auch wieder sehr empfindlich auf jedwede Veränderung der Habitatbedingungen reagieren, so dass menschlicher Einfluss hier besonders stark zur Geltung kommen kann.

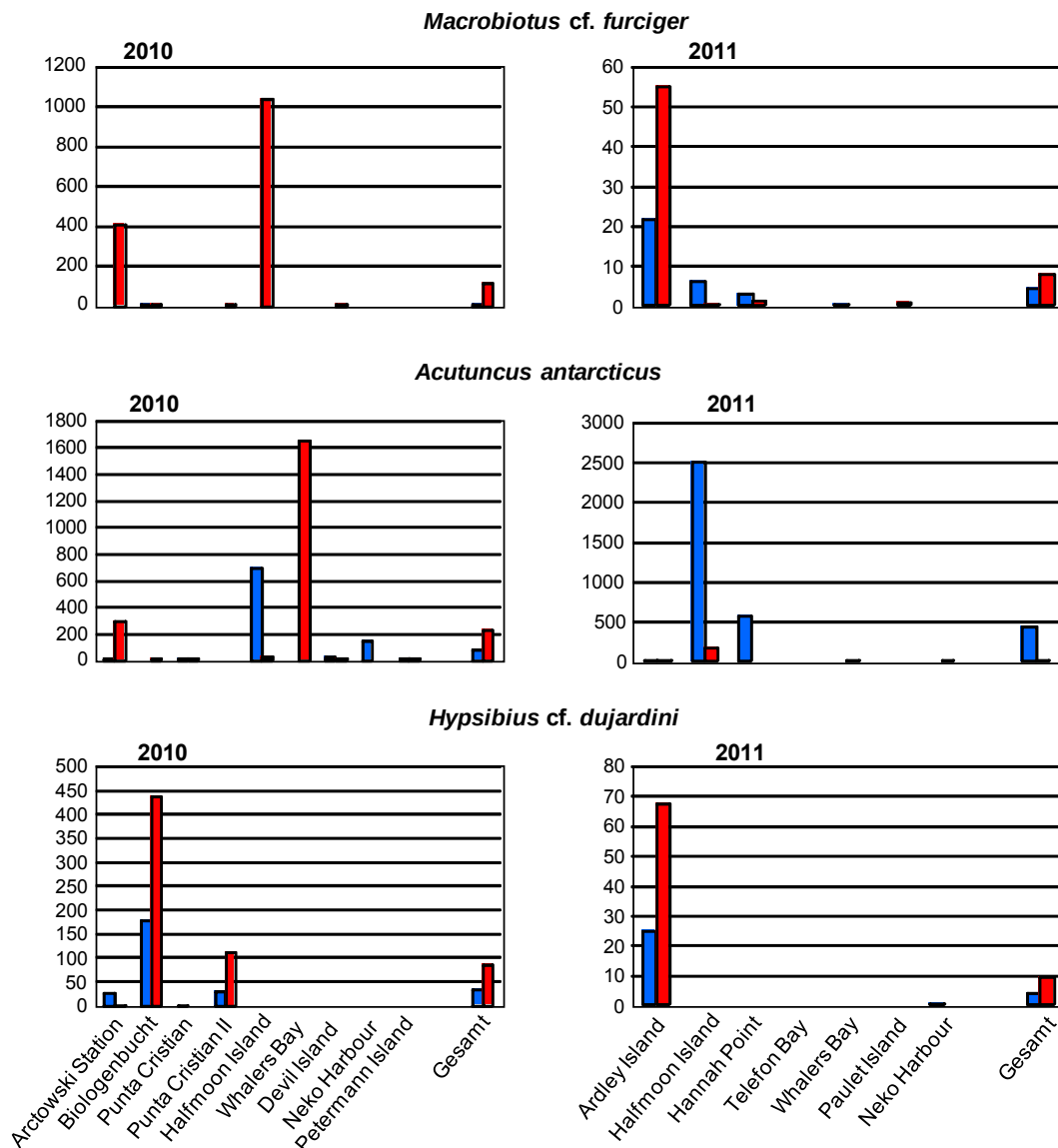


Abb. 175: Vorkommen von *Macrobiotus cf. furciger*, *Acutuncus antarcticus* und *Hypsibius cf. dujardini* (Individuen je 100 cm³ Substrat) an den anthropogen beeinflussten (blau) und unbeeinflussten (rot) Standorten in 2010 und 2011.

Arten wie *Echiniscus meridionalis* sind nicht nur auf bestimmte Lokalitäten beschränkt, sie sind dort auch an spezifische Habitate gebunden, entsprechend ist die hier festgestellte enge Verbundenheit mit Vegetation nicht unerwartet (Anhang 6, Tabelle A6-6). Eine anthropogene Beeinflussung war hierbei oft starker (bzw. z. T. nur feststellbar) bei höherer Vegetationsbedeckung (Anhang 6, Tabelle A6-6, Interaktion „Anthrop. x Vegetation“). Solange Menschen nicht angehalten werden, offensichtliche Moospolster nicht zu betreten, wird die Art entsprechend vornehmlich in den ungestörten, mit Moos bewachsenen Habitaten zu finden sein. Arten, die eine breitere Spanne von Umweltbedingungen tolerieren, wie beispielsweise *Acutuncus antarcticus*, sind weniger beeinträchtigt und könnten sogar besonders tolerant gegenüber der anthropogenen Beeinträchtigung sein, besonders dort, wo die Habitatbedingungen sich durch Menschen zu ihrem Vorteil verändern. Obligate Bodenbewohner, wie zum Beispiel *Hexapodibius* sp., sind besonders verletzlich. Letztendlich basieren die Ergebnisse dieser Studie aber auf sehr geringen Populationsdichten und

gemeinsam mit dem sehr begrenzten Wissen über die Bedürfnisse dieser Art sind Rückschlüsse auf einen anthropogenen Einfluss auf diese Tiere mit Vorsicht zu sehen.

3.5.2.2.2 Potenziell eingeschleppte nicht-heimische Arten

Die Ergebnisse dieser Bodenuntersuchungen aus von Menschen beeinflussten, antarktischen Regionen, erbrachten keine Hinweise auf „eingeschleppte“ Arten der Tardigrada. Die vorkommenden Arten waren alle bereits zuvor in der maritimen Antarktis oder im subantarktischen Südgeorgien angetroffen worden. Eine Ausnahme stellen die Arten dar, die vermutlich neu für die Wissenschaft und entsprechend noch zu beschreiben sind.

3.6 Faunistische Gemeinschaftsebene (Multivariate Datenanalyse)

3.6.1 Collembola

Eine *non metric multidimensional scaling* Ordination (NMDS) aller Collembolendaten zeigt einen sehr engen Punktecluster, der vom Großteil der Areale gebildet wird (überlappende Punkte rechts neben dem Zentrum der Ordination in Abb. 176 oben). In der Peripherie befindet sich eine Gruppe weiterer Areale, deren Tiergemeinschaften sich von denen des Clusters offenbar stark unterscheiden. Dieses Muster ist leicht erklärbar: Die Areale der Peripherie enthalten keine oder nur sehr wenige Tiere, sie sind daher von den individuenreicheren Arealen abgesetzt dargestellt worden.

Um den engen Cluster besser aufzulösen, wurde nochmals eine NMDS nur mit diesen Arealen durchgeführt. Es zeigt sich ein sehr deutlicher Einfluss des Faktors Lokalität: die Areale jeder Lokalität kommen fast immer nah beieinander zu liegen (Abb. 176 mittig). Werden die Punkte nach dem Faktor Treatment (menschlicher Einfluss) dargestellt, zeigt sich kein gerichtetes Ergebnis; die Punkte sind offenbar zufallsverteilt (Abb. 176 unten).

Eine PERMANOVA bestätigt die NMDS: Der Faktor Lokalität hat einen höchst signifikanten, der Faktor Treatment keinen signifikanten Einfluss auf die Ähnlichkeit der Collembolengemeinschaften. Die Interaktion der Faktoren Lokalität und Treatment (= menschlicher Einfluss) ist ebenfalls nicht signifikant (Tabelle 10).

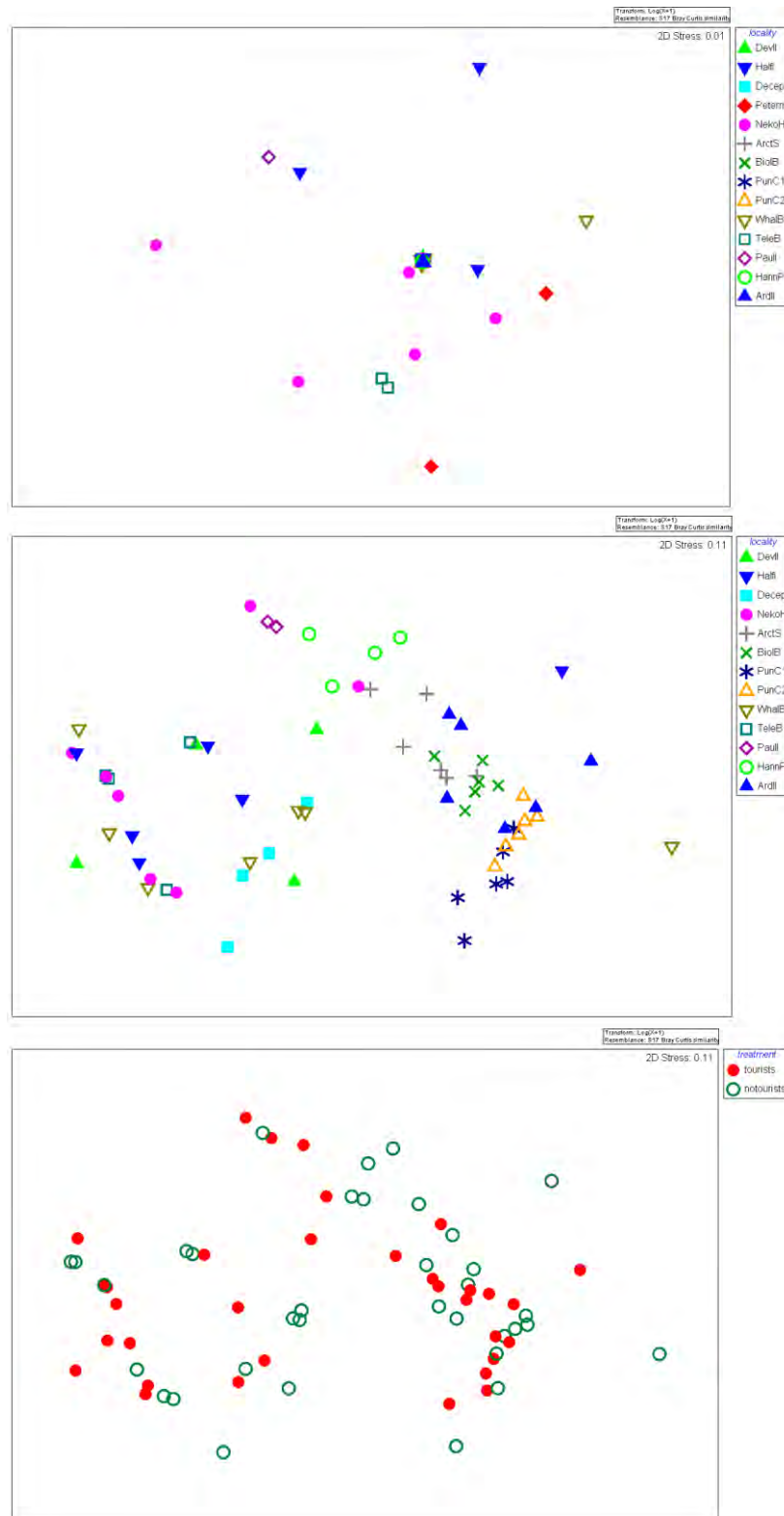


Abb. 176: NMDS-Ordination der Collembolengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten. Oben: alle Areale aller Lokalitäten (labels: Lokalität); mittig: periphere Areale exkludiert (labels: Lokalität); unten: periphere Areale exkludiert (labels: Treatment (menschlicher Einfluss)). Devil: Devil Island, Half: Halfmoon Island, Decep: Deception Island, Peterm: Petermann Island, NekoH: Neko Harbour, ArctS: Arctowski Station, BiolB: Biologenbucht, PunC1, 2: Punta Cristian 1 and 2, WhalB: Whalers Bay, TeleB: Telefon Bay, Paull: Paulet Island, HannP: Hannah Point, Ardli: Ardley Island.

Tabelle 10: Ergebnistabelle einer PERMANOVA der Collembolengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten. Die Daten sind wie die einer ANOVA-Tabelle zu lesen. df: degrees of freedom; SS: sum of squares; MS: mean squares; F: Teststatistik; P: Signifikanz. Signifikante Ergebnisse in rot.

Variabilitätsquelle	df	SS	MS	F	P
Lokalität	12	1,4*10 ⁵	12037,0	7,38	0,001
Treatment	1	1243,4	1243,4	0,83	0,540
Lokalität x Treatment	12	17785,0	1482,1	0,91	0,672
Residuum	42	68513,0	1631,3		
Total	67	2,3*10 ⁵			

Die Prüfung auf multivariate Homogenität (PERMDISP) ist für den Faktor Lokalität höchst signifikant ($F = 6,997$, $P = 0,001$), für den Faktor Treatment dagegen nicht ($F = 5,307 \cdot 10^{-2}$, $P = 0,827$). Das war zu erwarten, da die Areale einiger Lokalitäten in Abb. 176 (Mitte) weit auseinander liegen (z.B. Whalers Bay), während andere sehr eng gruppiert sind (z.B. Biologenbucht). Das Ergebnis bedeutet, dass der P-Wert für Lokalität nicht ohne weiteres akzeptiert werden kann, für Treatment allerdings schon. Das PERMANOVA-Ergebnis für Lokalität ist insgesamt allerdings durchaus plausibel, da es sehr gut mit der NMDS übereinstimmt und die Unterschiede zwischen den Lokalitäten nicht nur grenzwertig, sondern höchst signifikant sind.

Der Plot einer permutativen Diskriminanzanalyse CAP der Collembolendaten zeigt keine Differenzierung hinsichtlich des Faktors Treatment; anthropogen beeinflusste und nicht-beeinflusste Punkte überlappen weitgehend (Abb. 177). Dementsprechend gelingt die Kreuzvalidierung sehr schlecht: nur 57.35% der Areale werden ihrem Treatmentlevel (beeinflusst bzw. nicht-beeinflusst) korrekt zugeordnet. Der kanonische Test auf Einfluss des Faktors Treatment ist nicht signifikant (trace = 0,0476, $P = 0,531$).



Abb. 177: CAP-Ordination (canonical analysis of principal coordinates) der Collembolengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten hinsichtlich des Faktors Treatment (menschlicher Einfluss).

3.6.2 Actinedida

Genau wie bei den Collembolen zeigt eine NMDS aller Daten einen sehr engen Cluster der meisten Areale, umgeben von Arealen mit wenigen oder keinen Tieren (Abb. 178, oben). Wird

nur das Cluster ordiniert, ist wieder ein deutlicher Einfluss der Lokalität sichtbar und keiner des menschlichen Einflusses (Abb. 178, mittig und unten).

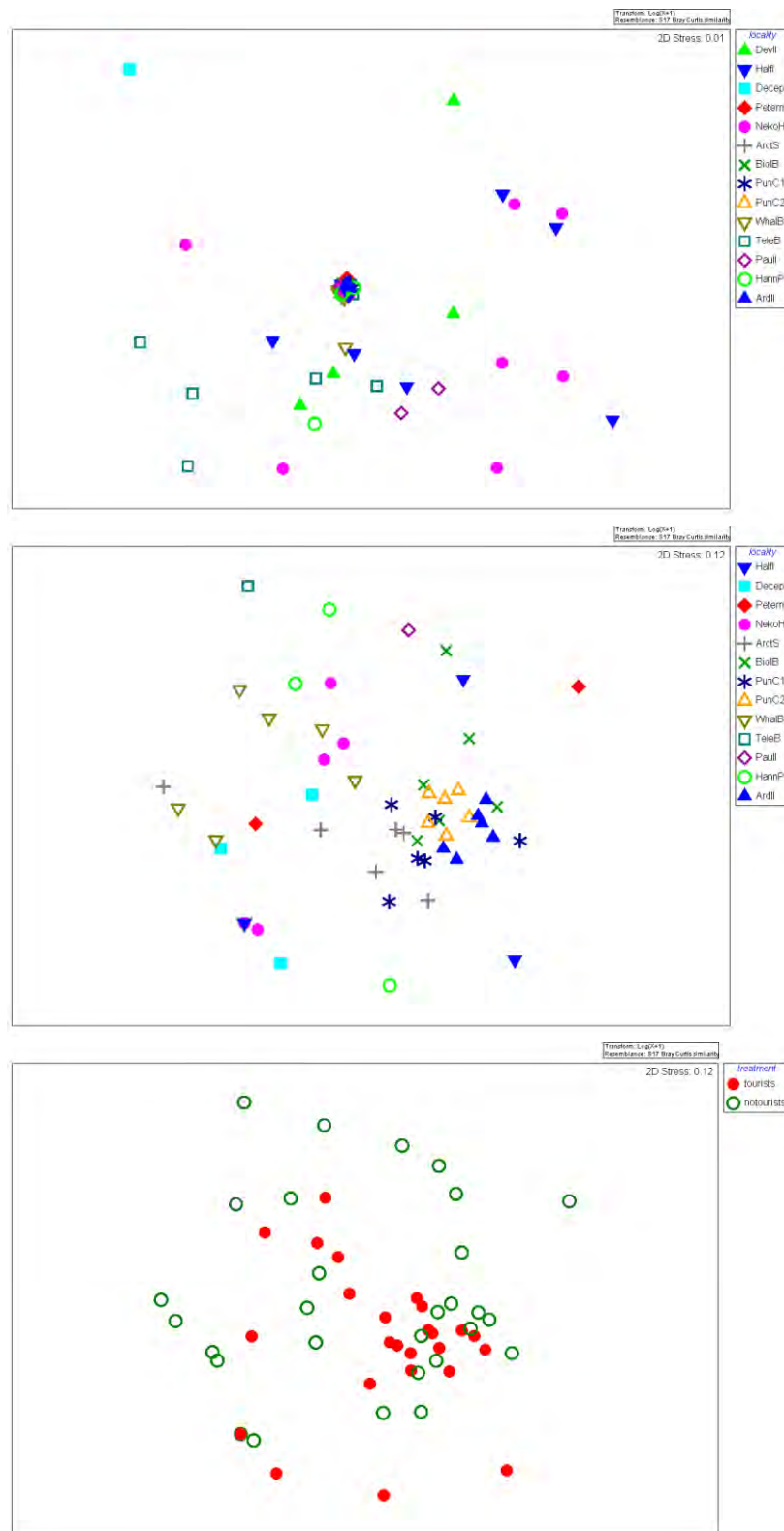


Abb. 178: NMDS-Ordination (*non metric multidimensional scaling*) der Actinedidengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten. Für Anordnung und Kürzel siehe Abb. 176.

Diese Ergebnisse werden von der PERMANOVA bestätigt: ein höchst signifikanter Einfluss der Lokalität und keiner des Faktors Treatment. Im Unterschied zu den Collembolen ist die Interaktion von Lokalität und Treatment hier aber höchst signifikant (Tabelle 11). Das bedeutet, dass es sehr wohl einen Treatment-Effekt gibt, allerdings nur in manchen Lokalitäten.

Tabelle 11: Ergebnistabelle einer PERMANOVA der Actinedidengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten. Für die Abkürzungen siehe Tabelle 10. Signifikante Ergebnisse in rot.

Variabilitätsquelle	df	SS	MS	F	P
Lokalität	12	89266,0	7438,8	3,33	0,001
Treatment	1	5446,8	5446,8	1,49	0,188
Lokalität x Treatment	10	39112,0	3911,2	1,75	0,001
Residuum	31	69139,0	2230,3		
total	54	2,0*10 ⁵			

Die PERMDISP-Prüfung auf multivariate Homogenität ergibt für Lokalität hohe ($F = 9,344$, $P = 0,003$) und für Treatment einfache Signifikanz ($F = 7,305$, $P = 0,02$), die Homogenität ist daher bei beiden Faktoren nicht gegeben.

Für die Actinediden zeigt die CAP eine gewissen Differenzierung hinsichtlich des Faktors Treatment; der "Schwerpunkt" der Verteilungen der Punktwolken liegt etwas auseinander, und etwa 10 anthropogen nicht-beeinflusste Areale liegen außerhalb des Wertebereichs der anthropogenen Punktwolke (Abb 179). Die Kreuzvalidierung gelingt besser als bei den Collembolen: 64% der Areale werden ihrem Treatment-Level korrekt zugeordnet, für die beeinflussten Areale stimmt das sogar zu 77%. Der kanonische Test auf Einfluss des Faktors Treatment ist allerdings wieder nicht signifikant ($\text{trace} = 0,2727$, $P = 0,221$).

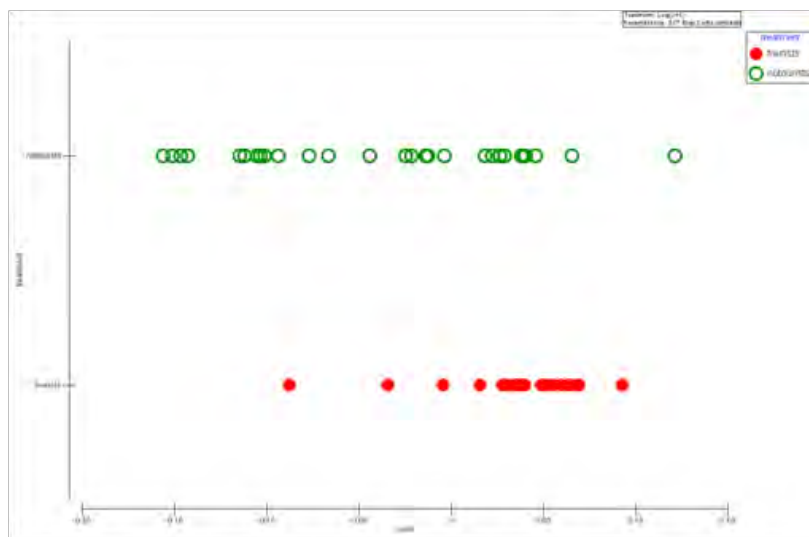


Abb 179: CAP-Ordination (*canonical analysis of principal coordinates*) der Actinedidengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten hinsichtlich des Faktors Treatment (menschlicher Einfluss).

3.6.3 Oribatiden und Gamasiden

Die Daten der Oribatiden und Gamasiden werden hier gemeinsam analysiert, da beide Gruppen nur in wenigen Arten und von wenigen Standorten im Material vertreten sind; eine separate Auswertung würde daher kaum interpretierbare Muster ergeben.

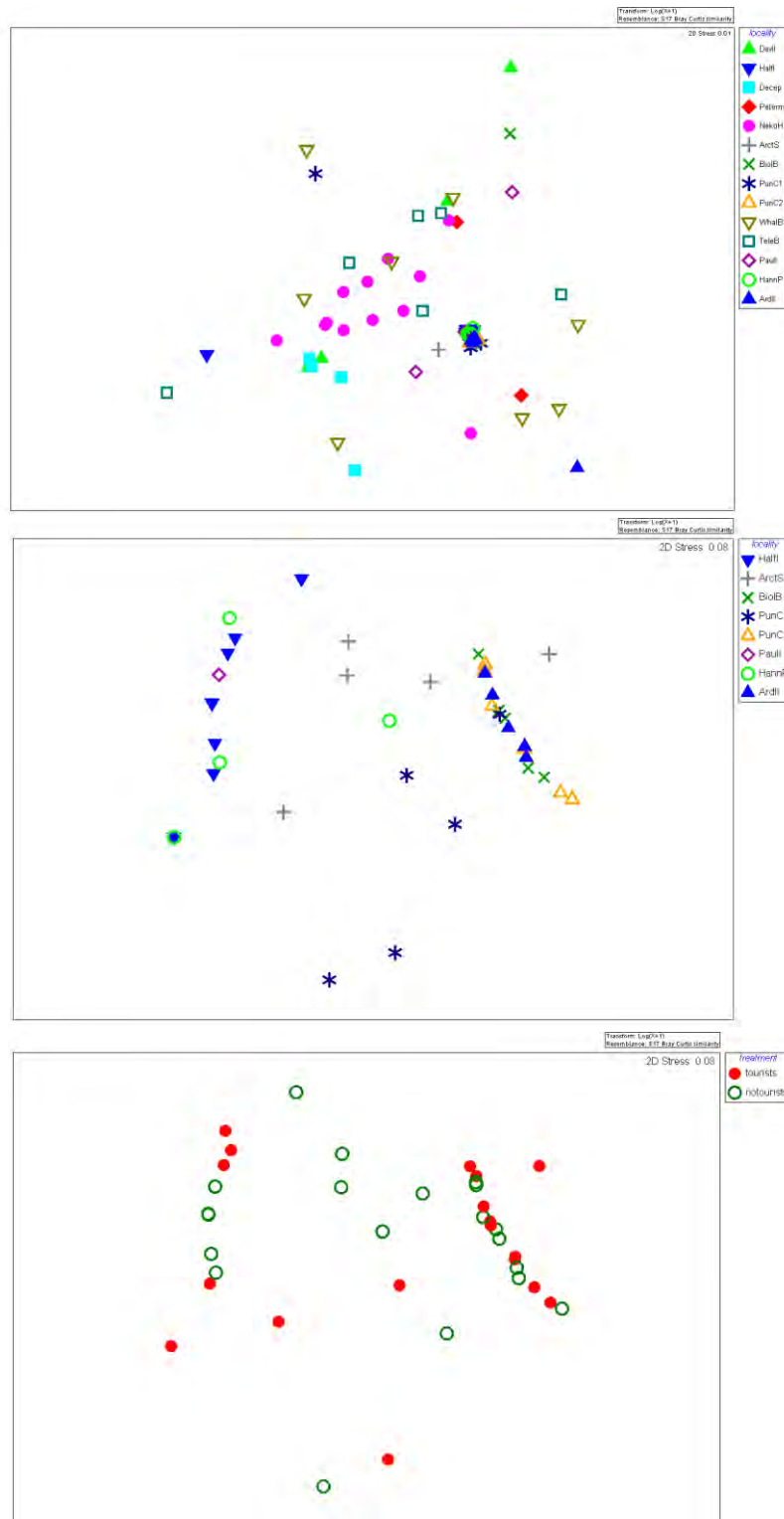


Abb. 180: NMDS-Ordination (*non metric multidimensional scaling*) der Oribatiden- und Gamasidengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten. Für Anordnung und Kürzel siehe Abb. 176.

Die NMDS-Plots sind denen der oben diskutierten Tiergruppen sehr ähnlich: Ein enger Cluster von Lokalitäten bei Analyse aller Daten; ein starker Einfluss des Faktors Lokalität beim "Einzoomen" auf diesen Cluster; und kein erkennbarer Einfluss der menschlichen Nutzung (Abb. 180). Etwas spezifisch für diese Daten ist nur, dass besonders viele Areale aufgrund sehr geringer Tierabundanz in der Peripherie des NMDS-Plots liegen und der zentrale Cluster

dementsprechend wenige Areale enthält (Abb. 180, oben und mittig). Diese Muster spiegeln sich in der PERMANOVA wider, die einen höchst signifikanten Einfluss der Lokalität, aber keinen des Treatments oder der Interaktion zeigt (Tabelle 12). Die Signifikanzniveaus beider Faktoren sind verlässlich, da keiner der PERMDISP-Tests signifikant ist (Lokalität: $F = 2,932$, $P = 0,168$; Treatment: $F = 0,864$, $P = 0,459$). Auch die CAP kann keinen Einfluss des Faktors Treatment identifizieren: die Punktwolken der anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Areale überlappen sich breit (Abb. 181); nur 51% der Areale werden ihrem korrekten Treatment-Level zugeordnet; und die *trace statistic* ist nicht signifikant ($trace = 0,0388$, $P = 0,698$).

Tabelle 12: Ergebnistabelle einer PERMANOVA der Oribatiden- und Gamasinengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten. Für die Abkürzungen siehe Tabelle 10. Signifikante Ergebnisse in rot.

Variabilitätsquelle	df	SS	MS	F	P
Lokalität	7	66435,0	9490,7	6,533	0,001
Treatment	1	235,0	235,0	0,240	0,866
Lokalität x Treatment	6	5767,6	961,3	0,662	0,896
Residuum	24	34865	1452,7		
total	38	$1,1 \cdot 10^5$			



Abb. 181: CAP-Ordination (*canonical analysis of principal coordinates*) der Oribatiden- und Gamasinengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten hinsichtlich des Faktors Treatment (menschlicher Einfluss).

3.6.4 Nematoda

Die Gemeinschaftsanalyse der Nematoden ergibt wieder (i) einen Cluster von Arealen mit größerer Tierabundanz, umgeben von Arealen mit sehr geringer Abundanz (Abb. 182, oben); (ii) einen deutlichen Einfluss der Lokalität und keinen des Treatments auf die Ordination der Areale des Clusters (Abb. 182, mittig und unten); (iii) ein entsprechendes Signifikanzbild in der PERMANOVA (Tabelle 13); (iv) höchst signifikante Abweichungen von der multivariaten Homogenität für den Faktor Lokalität ($F = 8,086$, $P = 0,001$), aber nicht für Treatment ($F = 4,406 \cdot 10^{-3}$, $P = 0,941$); (v) keine deutliche Differenzierung der Treatment-Levels durch die CAP (Abb. 183, nur 8% korrekte Zuordnung, $trace = 0,179$, $P = 0,745$).

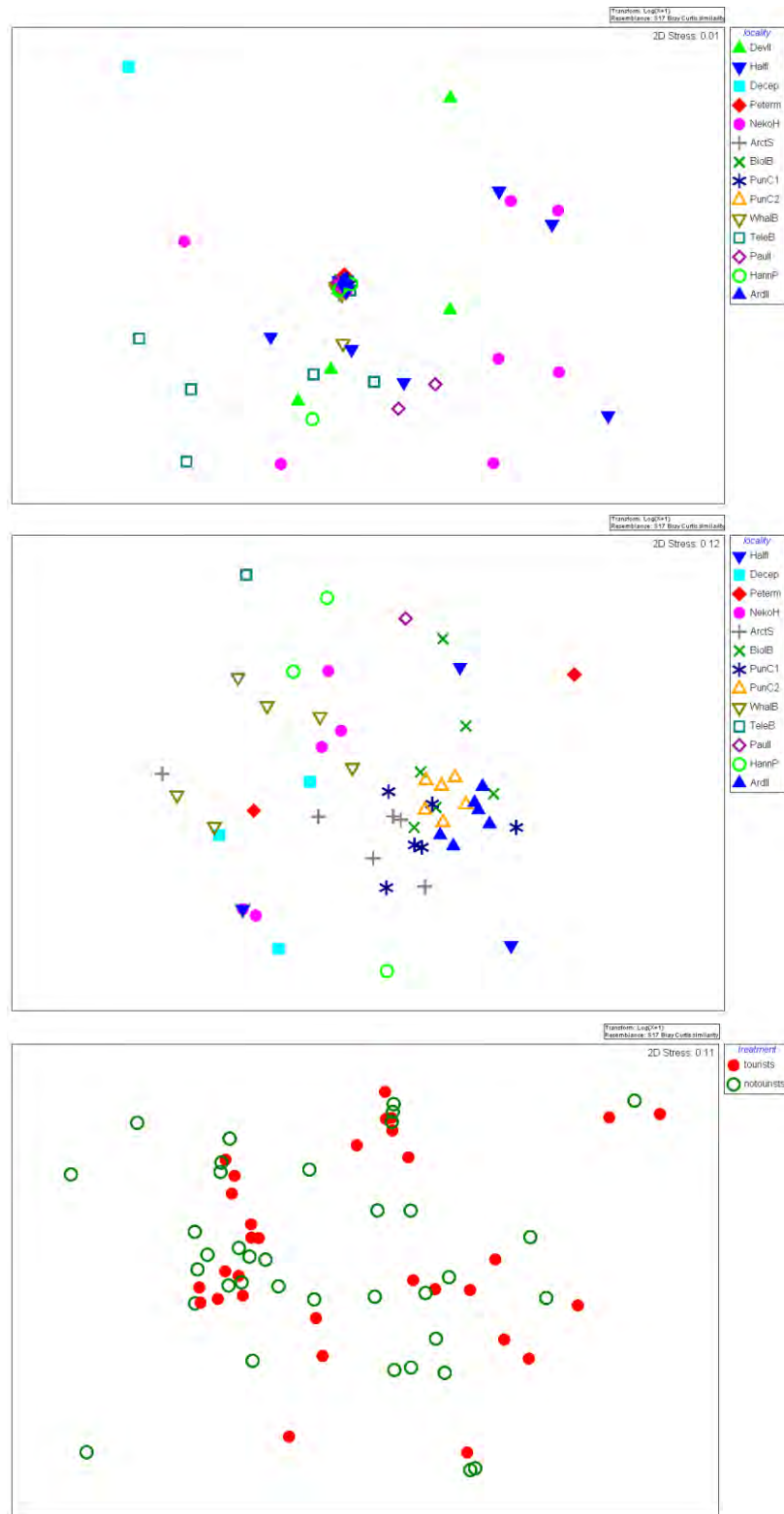


Abb. 182: NMDS-Ordination (*non metric multidimensional scaling*) der Nematodengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten. Für Anordnung und Kürzel siehe Abb. 176.

Tabelle 13: Ergebnistabelle einer PERMANOVA der Nematodengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten. Für die Abkürzungen siehe Tabelle 10. Signifikante Ergebnisse in rot.

Variabilitätsquelle	df	SS	MS	F	P
Lokalität	13	1,7*10 ⁵	13125,0	8,126	0,001
Treatment	1	1459,7	1459,7	0,904	0,543
Lokalität x Treatment	10	16142,0	16142,2	0,999	0,482
Residuum	42	67844,0	1615,3		
total	66	2,6*10 ⁵			

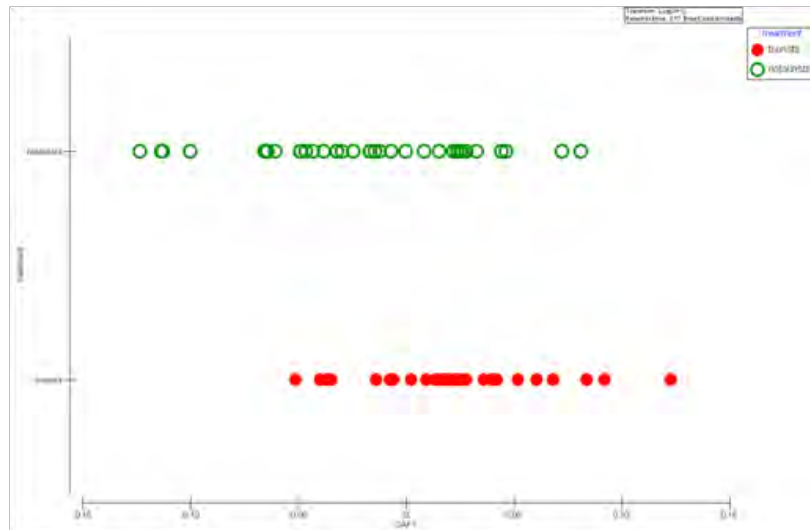


Abb. 183: CAP-Ordination (*canonical analysis of principal coordinates*) der Nematodengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten hinsichtlich des Faktors Treatment (menschlicher Einfluss).

3.6.5 Tardigrada

Die Ergebnisse der Tardigradenanalyse entsprechen im Wesentlichen denen der bisher besprochenen Tiergruppen (Abb. 184, Tabelle 14). Es gibt auch hier hoch signifikante Abweichungen von der multivariaten Homogenität für den Faktor Lokalität ($F = 5,061$, $P = 0,004$), aber nicht für Treatment (PERMDISP $F = 1,793 \cdot 10^{-2}$, $P = 0,913$). Bemerkenswert ist allerdings, dass die Interaktion von Lokalität und Treatment signifikant ist (Tabelle 14), was außerdem nur bei den Actinedida der Falls ist. Das indiziert einen Treatment-Effekt, der zwar vorhanden, aber auf wenige Lokalitäten beschränkt ist. Die CAP kann wieder nicht zwischen anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen unterscheiden (Abb. 185); zwar ist der Prozentsatz korrekt zugeordneter Areale fast so hoch wie bei den Actinediden (61,29%), die *trace statistic* ist allerdings wieder nicht signifikant ($\text{trace} = 0,169$, $P = 0,110$).

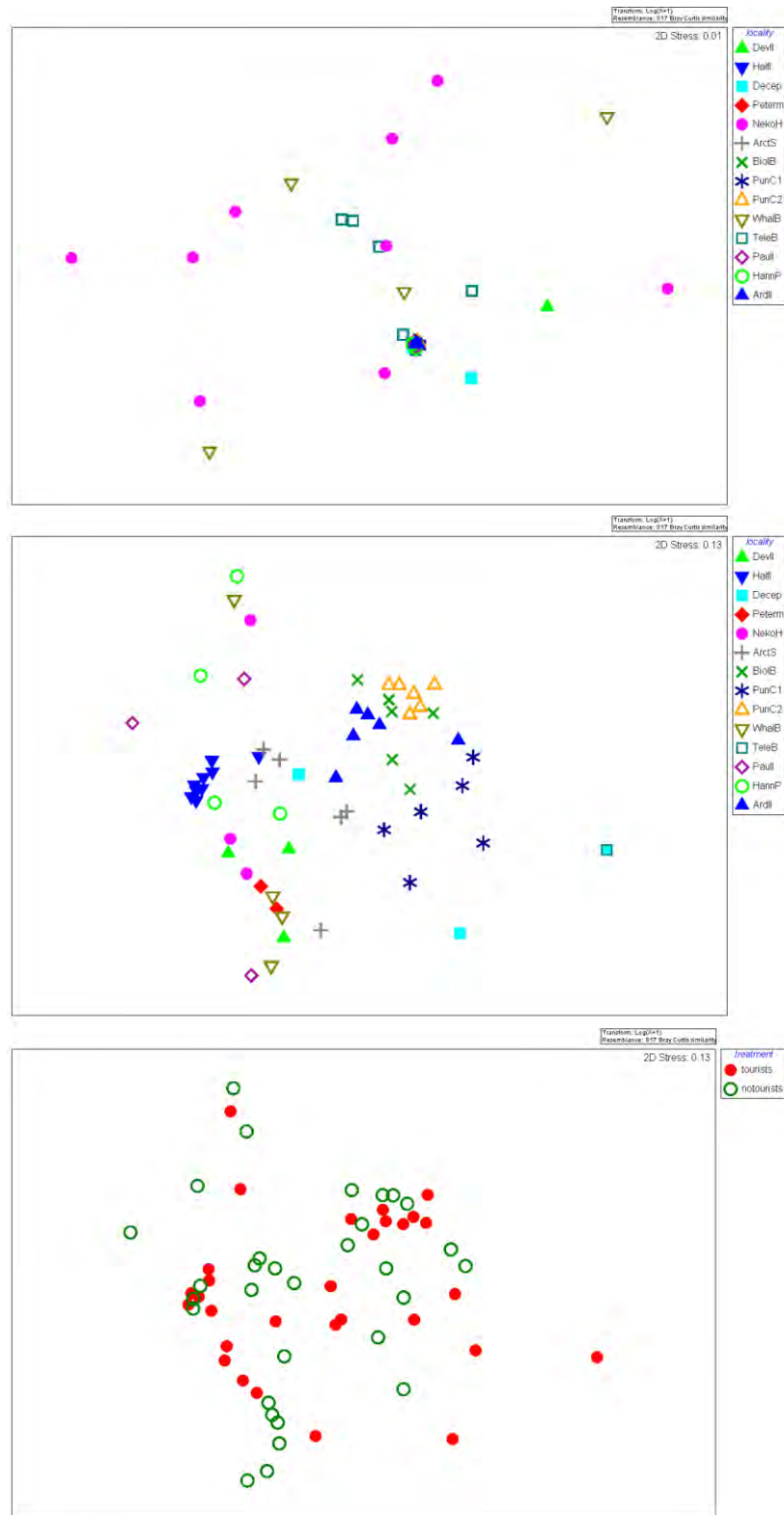


Abb. 184: NMDS-Ordination (*non metric multidimensional scaling*) der Tardigradengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten. Für Anordnung und Kürzel siehe Abb. 176.

Tabelle 14: Ergebnistabelle einer PERMANOVA der Tardigradengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten. Für die Abkürzungen siehe Tabelle 10. Signifikante Ergebnisse in rot.

Variabilitätsquelle	df	SS	MS	F	P
Lokalität	13	1,3*10 ⁵	10036,0	8,956	0,001
Treatment	1	2576,8	2576,8	0,895	0,448
Lokalität x Treatment	12	38835,0	3236,3	2,888	0,001
Residuum	35	39221,0	1120,6		
Total	61	2,2*10 ⁵			



Abb. 185: CAP-Ordination (*canonical analysis of principal coordinates*) der Tardigradengemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten hinsichtlich des Faktors Treatment (anthropogener Einfluss).

3.6.6 Gesamtfauna (alle Gruppen zusammen)

Werden die Daten aller untersuchten Tiergruppen aggregiert, können alle Areale auf einem einzigen NMDS-Plot dargestellt werden (Abb. 186, oben), da nun fast jedes Areal zumindest eine kleine Anzahl von Tieren enthält (kaum Nullwerte). Für die einzelnen Tiergruppen zeigt sich deutlich, dass sich die Areale jeder Lokalität nahe beieinander gruppieren, die Tiergemeinschaften jeder Lokalität sind also einander ähnlicher als diejenige anderer Lokalitäten. Die Areale clustern nicht relativ zum menschlichen Einfluss, der Faktor Treatment hat also offenbar keinen Effekt auf die Ähnlichkeit der Bodengemeinschaften (Abb. 186, unten). Das zeigt sich auch in den Ergebnissen der PERMANOVA: der Faktor Lokalität hat einen höchst signifikanten, der Faktor Treatment keinen Einfluss. Wie bei den Actinediden und Tardigraden ist auch die Interaktion Lokalität x Treatment signifikant. Der Effekt des Treatments hängt also von der Lokalität ab (Tabelle 15). Allerdings muss das Signifikanzniveau der PERMANOVA-Ergebnisse für den Faktor Lokalität wieder mit Vorsicht interpretiert werden, da die entsprechende PERMDISP signifikant ist ($F = 16,108$, $P = 0,001$), für Treatment dagegen nicht ($F = 0,264$, $P = 0,655$).

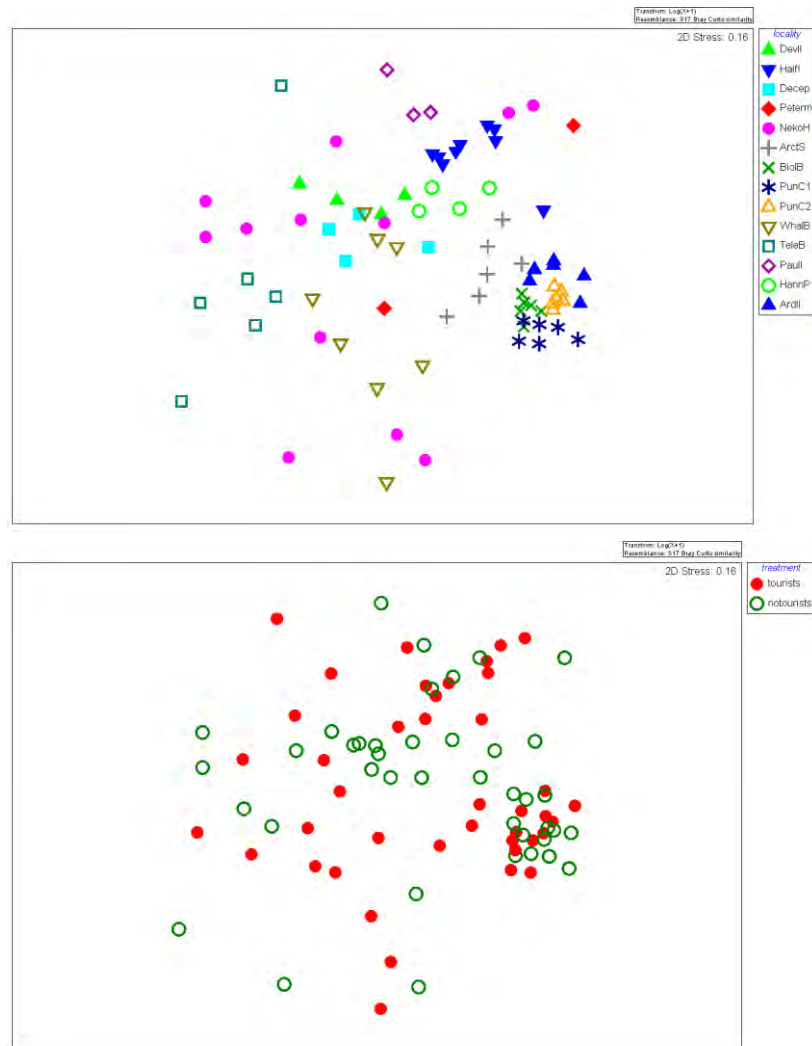


Abb. 186: NMDS-Ordination (*non metric multidimensional scaling*) der zusammengefassten Daten aller untersuchten Tiergemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten. Oben: Label der Areale nach Lokalität, unten: nach menschlichem Einfluss. Für die Abkürzungen siehe Abb. 176.

Tabelle 15: Ergebnistabelle einer PERMANOVA der zusammengefassten Daten aller untersuchten Tiergemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten. Für die Abkürzungen siehe Tabelle 10. Signifikante Ergebnisse in rot.

Variabilitätsquelle	df	SS	MS	F	P
Lokalität	13	1,8*10 ⁵	14260,0	7,174	0,001
Treatment	1	2100,0	2100,0	0,884	0,569
Lokalität x Treatment	13	31915,0	2455,0	1,235	0,035
Residuum	54	1,1*10 ⁵	1987,7		
total	81	3,3*10 ⁵			

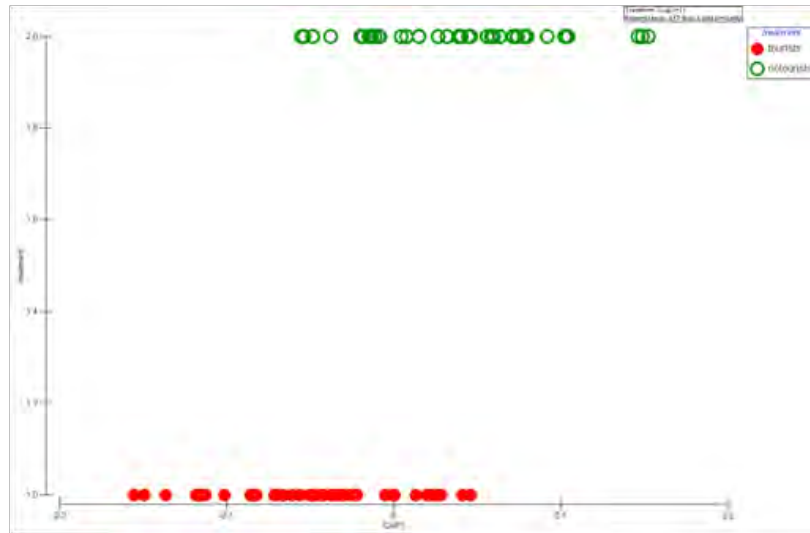


Abb. 187: CAP-Ordination (*canonical analysis of principal coordinates*) der zusammengefassten Daten aller untersuchten Tiergemeinschaften der untersuchten antarktischen Lokalitäten hinsichtlich des Faktors Treatment (menschlicher Einfluss).

3.6.7 Zusammenfassung der multivariaten Analysen

Die multivariaten Analysen der vorliegenden antarktischen Datensätze waren ungewohnt schwierig, da diese viele Nullwerte enthielten, die aus tierfreien Bodenproben stammen. Da fast alle verwendeten Techniken empfindlich gegenüber Nullwerten sind, musste zu Tricks gegriffen werden: einmal wurden nicht einzelne Bodenprobendaten analysiert, sondern es wurden mehrere für die Berechnungen zu Arealen zusammengefasst (dabei ging Information über die niedrigste Hierarchieebene des *sampling designs* verloren); und da auch viele Areale keine Tiere enthielten, wurde auf die "Positivnachweise" fokussiert. Diese Vorgehensweise ist zwar korrekt, bedeutet aber eine Beschränkung der zur Verfügung stehenden Information. Obwohl man bei der Analyse mehrmals den Eindruck hat, "da wäre was", sind die ansonsten meist wirksamen multivariaten Techniken hier ungewohnt ineffizient.

Bei allen untersuchten Tiergruppen und auch beim aggregierten Datensatz hat der Faktor Lokalität einen überragend großen und signifikanten Einfluss auf die Ähnlichkeit der Gemeinschaften. Je näher daher zwei Areale liegen, desto ähnlicher ist die Zusammensetzung und die Dominanzstruktur der Tiergemeinschaften. Der Faktor Treatment (menschlicher Einfluss ja/nein) spielt dagegen keine signifikante Rolle. Die einzig zulässige nüchterne Schlussfolgerung ist daher: historische oder aktuelle menschliche Nutzung ist für die Bodentiergemeinschaften des untersuchten Raums irrelevant.

Nicht ganz in dieses Bild passen allerdings die Actinediden, Tardigraden und zusammengefassten Daten (= alle untersuchten Tiergruppen aggregiert). Bei diesen war zwar ebenfalls kein signifikanter menschlicher Einfluss gegeben, die Interaktion Lokalität x Treatment war allerdings schon signifikant. Für die Actinediden und zusammengefassten Daten (und wenig deutlich auch für die Tardigraden) zeigte außerdem die CAP eine Verschiebung der Treatmentcluster (*nota bene*: auch das nicht signifikant!). Wir können daher vermuten, dass zumindest an manchen Arealen einiger Lokalitäten durchaus ein Effekt menschlicher Nutzung vorliegt. Dieser ist aufgrund des spärlichen Datenmaterials mit den Mitteln der Gemeinschaftsstatistik leider nicht detaillierter analysierbar. Die Fragen: "Wo gibt

es den Effekt?" und "Wie wirkt er sich aus?" müssen ungeklärt bleiben, bis weiteres geeignetes Probenmaterial vorliegt.

3.6.8 Auswirkungen auf die β -Diversität des Bodens

Um zu testen, ob Menschen einen signifikanten Einfluss auf die β -Diversität der Tiergemeinschaften haben, wird eine PERMDISP der presence/absence-transformierten Daten aller Gruppen durchgeführt. Der Test kann für 5 Lokalitäten nicht gerechnet werden, weil dort weniger als drei Areale besammelt wurden. Für keine der 9 getesteten Lokalitäten kann ein signifikanter Effekt der Menschen auf die reine Anwesenheit der Arten nachgewiesen werden (Tabelle 16).

Tabelle 16: Ergebnisse eines Tests auf signifikante Unterschiede der β -Diversität zwischen anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Lokalitäten. Einige Lokalitäten können nicht geprüft werden, weil dort weniger als zwei Areale besammelt wurden. t: Prüfgröße des Tests; P: Signifikanzergebnis.

Lokalität	T	P
Arctowski Station	0,195	1,000
Biologenbucht	1,627	0,214
Deception Island	kein Test möglich	
Devil Island	kein Test möglich	
Halfmoon Island	0,094	0,994
Neko Harbour	0,626	0,612
Petermann Island	kein Test möglich	
Punta Cristian 1	1,857	0,402
Punta Cristian 2	1,929	0,212
Ardley Island	1,561	0,190
Hannah Point	kein Test möglich	
Paulet Island	kein Test möglich	
Telefon	2,101	0,496
Whalers Bay	0,950	0,593

3.7 Überprüfung der Effizienz des Bootwashingverfahrens der MS Hanseatic

Es gab große Unterschiede zwischen den zwei Sätzen von Kontrollreinigungsproben. Das Reinigungswasser nach dem Landgang auf Südgeorgien war stark verschmutzt. Auf den Stiefeln (v. a., aber nicht nur) zwischen den Profiltrillen befand sich Erde, Pinguinkot u. ä. Trotz der Konservierung in 50%-igem Äthanol waren bei 100% dieser Proben starkes Wachstum und Aktivität von Mikroorganismen (v. a. Bakterien - die aber nicht quantifiziert werden konnten) zu verzeichnen. In 30% der Proben befanden sich Reste von Federn und Detritus, während Bodenpartikel (v. a. Sandkörnchen) in 60% der Proben vorhanden waren. Pflanzenreste (vermutlich Moosblättchen usw.) waren in etwas mehr als 50% der Proben zu finden. Ebenfalls in etwas mehr als 50% der Proben konnten Bodentiere entdeckt werden (Tabelle 17). Aufgrund der starken bakteriellen Aktivität waren diese meist stark zersetzt, so dass ihre Identifizierung auf Artniveau nicht möglich war.

Demgegenüber waren die Proben nach dem Aufenthalt auf Deception Island vergleichsweise sauber. Zwar wurden in fast allen Fällen (80% der Proben) Bodenpartikel (wiederum vor allem Sandkörnchen) erfasst, mikrobielle Aktivität war in den Proben jedoch nur ausnahmsweise (10%) zu verzeichnen. Feder- und Pflanzenreste waren in 20% der Proben vorhanden. Zwei Nematoden-Individuen wurden in zwei verschiedenen Proben erfasst. Ihre genaue Identifizierung ist aufgrund starker Zersetzung jedoch ebenfalls nicht möglich.

Tabelle 17: Gesamtindividuenanzahl vorgefundener Bodentiere aus den Proben der Kontrollreinigung. In keiner Probe wurde mehr als 1 Individuum erfasst.

Datum der Probenahme	Besuchte Lokalität	Actinedida	Oribatida	Nematoda	Tardigrada
1.2.11	Salisbury Plain (Südgeorgien)	1	1	1	2
7.2.11	Deception Island	0	0	2	0

4 Diskussion

4.1 Allgemeine faunistische Charakteristika

4.1.1 Mikroarthropoden (= Mesofauna)

Von allen Bodentiergruppen der Antarktis sind bisher die Mikroarthropoden (Collembola, Acari) am intensivsten untersucht worden. Auf dieser Grundlage ist ein detaillierter Vergleich zwischen früheren Studien und den aktuellen Ergebnissen möglich, insbesondere für die Mikroarthropoden. Der Abgleich legt nahe, dass die Mikroarthropodenfauna (= Bodenmesofauna) der vorliegenden Untersuchung als typisch für die maritime Antarktis angesehen werden kann. Alle festgestellten Arten waren bereits zuvor aus der maritimen Antarktis gemeldet worden. Einige der gegenwärtig registrierten Taxa sind darüber hinaus endemisch in der Antarktis, wie die Collembolen *C. antarcticus*, *F. grisea*, *F. octooculata* und die Milben *Globoppia loxolineata*, *Nanorchestes berryi*, *N. gressitti*, die Unterarten von *Eupodes parvus* oder die *Apotriophytydeus*-Arten. Etwa 90% der bekannten kontinental-antarktischen Arten und fast 50% der maritim-antarktischen Mesofaunaarten sind endemisch (Marshall & Pugh 1996, Hogg & Stevens 2002). Auf Gattungsebene ist der Grad des Endemismus geringer. Während ein hoher Prozentsatz der in der kontinentalen Antarktis vorkommenden Gattungen dort endemisch ist, sind die meisten Gattungen der maritimen Antarktis Kosmopoliten und der arktischen Fauna sogar ähnlich (Marshall & Pugh 1996, Strandtmann 1967). Abgesehen von den eingeschleppten Arten ist die Verbreitung der nicht-endemischen Arten der vorliegenden Untersuchung jedoch auf die Antarktis und Subantarktis beschränkt (Pugh 1993). Eine Ausnahme hiervon stellen teilweise die Oribatida (Acari) dar. Alle in dieser Studie nachgewiesenen Arten dieser Tiergruppe weisen eine recht weite Verbreitung im subantarktischen und antarktischen Raum auf, die bis Neuseeland (*Alaskozetes antarcticus*) bzw. Südamerika (*Liochthonius mollis*) reichen kann. Soweit sich aus der zusammenfassenden (Block & Starý 1996, Starý & Block 1998, Pugh 1993) und der darin noch nicht berücksichtigten Literatur (nur Convey & Smith 1997) ablesen lässt, gehören v.a. *Alaskozetes antarcticus*, *Globoppia loxolineata* und *Halozetes belgicae* zum normalen Arteninventar der hier untersuchten Region.

Die Artenspektren der kontinentalen und maritimen Antarktis unterscheiden sich grundsätzlich voneinander, und dies nicht nur bezüglich ihrer Endemiten (Hogg & Stevens 2002). Die Faunen dieser beiden Gebiete sind getrennt durch eine biogeographische Barriere, die zwischen der kontinentalen Antarktis und der Antarktischen Halbinsel verläuft (die sogenannte Gressitt-Linie: Convey et al. 2000b, Chown & Convey 2007; Convey 2011). Bei der räumlichen Ausdehnung der beiden Gebiete geht die Verbreitung der dort lebenden Arten hauptsächlich auf historische Ereignisse (Besiedlung/ Wiederbesiedlung von Rückzugsgebieten) zurück, wobei die Ausbreitungsfähigkeit der verschiedenen Arten ein wichtiger Faktor bei der Besiedlung zu sein scheint. Der Ursprung der in den beiden Regionen vorkommenden Arten ist offensichtlich unterschiedlich: die Arten aus der kontinentalen Antarktis scheinen ein Gondwana-Relikt zu sein und entsprechend bereits vor der Vereisung auf dem antarktischen Kontinent vorzukommen, während die Arten der Antarktischen Halbinsel vermutlich nach der Vereisung kamen (post-pleistocäne Kolonisten) (Marshall & Pugh 1996, Convey & Smith 1997, Convey 2001, Convey & Stevens 2007, Caruso et al. 2009).

In den terrestrischen Lebensräumen der Antarktis sind zwischen verschiedenen Anlandestellen gewöhnlich sehr große Unterschiede in der Artenzusammensetzung (site to site differences) zu

finden (u. a. Wise et al. 1964, Tilbrook 1967b, Richard et al. 1994, Sohlenius et al. 1995), wie auch in der vorliegenden Untersuchung. Andererseits gibt es sehr wenige Arten, die nur an bestimmten Orten vorkommen (= lokale Endemiten). Auch in der vorliegenden Untersuchung wurden keine lokalen Endemiten festgestellt. Darüber hinaus wurde für die ermittelten Arten auch keine Erweiterung ihrer zoogeografischen Verbreitung belegt. Frühere Studien haben gezeigt, dass sich die Verbreitungsgebiete fast aller Arten innerhalb der maritimen Antarktis weiter nach Norden (bis zu den Südlichen Orkneyinseln) sowie viel weiter nach Süden (bis Palmer Land, Graham Coast oder sogar bis Alexander Island) erstrecken als dies in der vorliegenden Studie untersucht wurde. Andererseits sind viele der hier beprobten Lokationen bisher noch nicht auf ihre Bodenfauna untersucht worden. Somit konnte für die meisten der festgestellten Arten die Zahl positiv evaluierter Lokationen erhöht werden, insbesondere innerhalb der Südlichen Shetlandinseln.

Obgleich eine beträchtliche Anzahl unterschiedlicher Lokationen untersucht wurden, war die Ausdehnung dieser Areale innerhalb der maritimen Antarktis eher begrenzt. Trotzdem wurden alle Collembolenarten, die für die maritime Antarktis endemisch sind, in der vorliegenden Untersuchung auch nachgewiesen. Nur wenige, nicht-heimische aber aus der Antarktis bekannte Arten wurden hier nicht gefunden. Das „grundlegende Arten Set“ der maritimen Antarktis (wie es im Ergebnisteil der Collembola definiert wird: *C. antarcticus*, *F. grisea*, *F. octooculata*, *C. badasa*, *T. mixta*, *F. woyciechowskii*) wurde gar in allen Lokationen auf und um King George Island ermittelt (das Set ist nur in Punta Christian lückenhaft, weil hier *C. antarcticus* fehlt). Im Gegensatz dazu wurden vermutlich aufgrund des begrenzten Untersuchungsgebiets keineswegs alle Milbenarten, die in der Antarktischen Halbinsel vorkommen, auch in der vorliegenden Untersuchung registriert. So zum Beispiel fehlt die Oribatidenart *Magellozetes antarcticus* oder die actinedide Milbenart *Rhagida leechi*.

Darüber hinaus wurden einige, in früheren Untersuchungen häufig angetroffene Arten in der vorliegenden Untersuchung nur gelegentlich nachgewiesen, z. B. die Oribatidenarten *Globoppia loxolineata* und *Liochthonius mollis* oder die actinediden Milbenarten *Pretriophtydeus tilbrooki*, *Rhagidia gerlachei* und *Stereotydeus villosus*. Während die Collembolenarten in relativ ähnlichen Größenordnungen wie in früheren Studien ermittelt wurden, waren die Abundanzen und Dominanzen eng verwandter Milbenarten entgegen gesetzt zu denen früherer Untersuchungen, z. B. die actinediden Milbenarten *Eupodes parvus* und *Eupodes exiguus* oder *Nanorchestes berryi* und *N. nivalis*. Dies liegt zum einen an der starken Variabilität der Dichten einzelner Arten von Probe zu Probe und an ihrer auch kleinräumig sehr heterogenen (geklumpten) Verteilung (Richard et al. 1994, Ohyama & Shimada 1998). Die plausibelste Erklärung liegt aber vermutlich darin begründet, dass die Substrate, die in der vorliegenden Untersuchung gesammelt und untersucht wurden, sich von denen früherer Arteninventaruntersuchungen unterscheiden. Viele grundlegende Studien der antarktischen Mikroarthropodenfauna basieren gleichzeitig auf mehreren unterschiedlichen Mikrohabitaten (z. B. Algenrasen, Vegetationsproben und Steinen) oder sie konzentrieren sich sogar hauptsächlich auf das Absammeln von Steinunterseiten (insbesondere Janetschek 1967, Goddard 1979a, Convey et al. 1996, Thor 1996, Convey & Quintana 1997, Stevens & Hogg 2002). Viele Autoren sehen in der Unterseite mittelgroßer Steine einen wichtigen Lebensraum für terrestrische Mikroarthropoden in der Antarktis. Dieses Mikrohabitat zeichnet sich durch eine erhöhte Verfügbarkeit von Feuchtigkeit und organischem Kohlenstoff aus. Es heizt sich im Sommer tendenziell stark auf und ermöglicht Temperaturen, die mehr als 10°C über der

Lufttemperatur liegen, was wiederum den Tieren ermöglicht, aktiver und gleichzeitig geschützter zu sein als in exponierteren Mikrohabitaten (Wise et al. 1964, Tilbrook 1967b, Caruso & Bargagli 2007, Hawes et al. (2008)). Viele Arten aggregieren unter Steinen und kommen hier entsprechend in höheren Dichten vor, während andere, zumeist kleinere Arten, häufiger in Bodensubstraten zu finden sind (Wise et al. 1964, Bowra et al. 1966, Goddard 1979a, Booth & Usher 1986, Bowra et al. 1966, Caruso & Bargagli 2007). Das Absammeln von Tieren von den Steinunterseiten ist zeitaufwendig und kann nur per Hand durch einen erfahrenen Wissenschaftler erfolgen. Die meisten Aufsammlungen der vorliegenden Untersuchung fanden jedoch während der Landexkursionen von Kreuzfahrtschiffen statt, die sehr eingeschränkte Zeitbudgets haben. Das Beprobungsdesign sah darüber hinaus gleichwertige Proben aus anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen vor. Ein zusätzliches Sammeln spezieller Mikrohabitate war entsprechend nicht möglich. Oft wurde die Probenahme außerdem von ungeübtem Personal durchgeführt, was wiederum einfache und standardisierte Sammelmethoden verlangte. Auch wenn Bodenkerne also nicht unbedingt der vielversprechendste Lebensraum für antarktische Mikroarthropoden (besonders für die Untersuchung ihrer β -Diversität) ist, war die Untersuchung von Bodensubstraten (und der daran aufsitzenden Vegetation) notwendig für die Beantwortung der wissenschaftlichen Fragestellung.

Antarktische Bodentiergemeinschaften sind grundsätzlich bekannt für ihre Artenarmut und für das Fehlen ganzer taxonomischer Gruppen, die in gemäßigteren Klimazonen häufig sind (u. a. Carabidae, Lumbricidae, Diplopoda; Block 1984b, Marshall & Pugh 1996, Hogg & Stevens 2002). In den vergangenen Jahrzehnten ist die Zahl der Mikroarthropodenarten, die aus der maritimen Antarktis bekannt sind, kontinuierlich angewachsen (Tabelle 18). Jüngste Veröffentlichungen führen bis zu 47 Mikroarthropodenarten auf, die natürlich in der maritimen Antarktis vorkommen (u.a. Convey 2001, Hogg & Stevens 2002). Pugh (1993) nennt in seiner umfangreichen Literaturstudie sogar etwa 70 verschiedene terrestrische Arten der Acari, die in der maritimen Antarktis gefunden wurden, obgleich diese Liste auch synanthrope Arten aus dem Umfeld von Forschungsstationen mit einschließt. Mit über 40 registrierten Arten (plus 4 bis 8 potenziell nicht-nativen Arten, s. u.) hat die vorliegende Untersuchung entsprechend einen relativ großen Teil der Mikroarthropodenfauna der maritimen Antarktis erfasst.

Der Artenreichtum der Mesofauna, der in den hier untersuchten Lokationen ermittelt wurde, stimmt im Großen und Ganzen mit den Artenzahlen anderer Lokationen aus früheren Studien überein (vgl. Tabelle 18). Generell ist die Artenzahl aus Habitaten der maritimen Antarktis viel niedriger als die aus gemäßigten Zonen (vgl. Pertersen & Luxton 1982) und oft sind hier nur halb so viele Arten zu finden wie in subantarktischen Habitaten (Hogg & Stevens 2002, Pugh 1993). Andererseits ist der Artenreichtum aus der vorliegenden Untersuchung in vielen Fällen bis zu eine Zehnerpotenz höher als in den meisten Studien aus kontinental-antarktischen Lokationen (Convey et al. 2000b).

Gründe für die niedrigen Artenzahlen sind neben der geographischen Isolation der Antarktis vermutlich die widrigen klimatischen Bedingungen in der Antarktis, an die die vorkommenden Arten angepasst sein müssen (Gressitt 1961, Block 1984b, Marshall & Pugh 1996). Antarktische Arten zeigen eine Vielfalt von Anpassungen, die offensichtlichste ist die Fähigkeit, sehr niedrige Temperaturen zu überleben. Die meisten Arten zeigen tatsächlich Toleranzen für einen großen Temperaturbereich (Sanyal 2004), aber sind gleichwohl sehr tolerant gegenüber

Kälte: sie können Temperaturen bis zu -20°C und tiefer überstehen (z. B. Block 1979, Tilbrook 1967b, Janetschek 1967, Day et al. 2009). In der Regel sind hierfür Unterkühlungsfähigkeiten (super-cooling) verantwortlich, wie das Unterbinden von Eiskristallbildung (hierunter fällt z. B. die Entleerung des Darmes) oder Frostschutzproteine im Körper (Block 1984b, Lister et al. 1988, Hogg & Stevens 2002 usw.). Einige Arten sind tatsächlich nicht in der Lage, höhere Temperaturen (z. B. über 20°C) zu tolerieren (Janetschek 1967).

Tabelle 18: Artenzahlen der Mikroarthropoden aus früheren Studien innerhalb der Maritimen Antarktis

	Studie	Region/Location	Mikroarthropoden						
				Collembola	Acari	Actinedida	Oribatida	Gamasida	Astigmata/Other
Maritime Antarktis	Russell et al. 2012 (present study)	N. Maritime Antarktis	45	11	34	25	5	4	
	Tilbrook 1967b	Maritime Antarktis	22	7	15	7	5	2	1
	Gressitt 1967	N. Maritime Antarktis	37	5	32	5	4	2	0
	Wallwork 1973	Maritime Antarktis	33	8	25	10	15	0	0
	Block 1984b	Maritime Antarktis	40	8	32	10	14	4	4
	Pugh 1993*	Maritime Antarktis			70	27	20	9	14
	Marshall & Pugh 1996	Maritime Antarktis			17				
	Convey 2001	Maritime Antarktis	46	10	36				
	Hogg & Stevens 2002	Maritime Antarktis	47	15	32	13	15	4	0
Region	Convey et al. 2000a	Südlichen Sandwichinseln	19	8	11	2	6	3	0
	Gryziak 2009	Südlichen Shetlandinseln			28	13	12	2	1
	Usher & Edwards 1986b	Südlichen Shetlandinseln	17						
Einzelne Standorte	Strong 1967	Palmer Station	14	4	10	4	5	1	0
	Goddard 1979a	Signy Island			10	6	2	1	1
	Goddard 1979b	Signy Island			18	8	2	4	4
	Block 1982	Signy Island	13	3	10				
	zit. In Richard et al. 1994	Signy Island							
	Usher & Booth 1984	Signy Island	10	4	6	5	0	1	0
	Usher & Edwards 1984	Lynch Island	13	3	10	7	2	1	0
	Usher & Edwards 1986b	Marquerite Bay	11						
	Richard et al. 1994	Byers Peninsula,	21	6	15	9	5	1	0
	& Convey et al. 1996	Livingston Island							
	Convey & Quintana 1997	Cierva Point, Danco Coast	15	3	12	6	4	1	1
	Convey & Smith 1997	Marquerite Bay	20	4	16	9	6	1	0
	Convey & Smith 1997	Alexander Island	9	2	7	6	1	0	0
	Convey et al. 2000b	Charlot Island	7	0	7	3	4	0	0

Eine weitere Anpassung ist die im Vergleich zu Arten aus gemäßigten Klimazonen verlängerte Lebensdauer (Goddard 1979a, Block 1984b, Booth & Usher 1986, Lister et al. 1988, Marshall & Pugh 1996). Die Generationszeiten können 2 bis 3 Jahre betragen (im Gegensatz zu ca. einem Jahr in gemäßigten Zonen), wobei die Arten in verschiedenen Stadien überwintern und Eier entweder sofort oder erst in den folgenden Jahren schlüpfen (Janetschek 1967, Strong 1967, Goddard 1979a, Booth & Usher 1986). Dies wird als eine Anpassung an die unvorhersehbaren jährlichen Wetterverhältnisse gewertet (Booth & Usher 1986) und kann von Jahr zu Jahr zu hochgradig variablen Tierdichten führen. All diese Anpassungen können in unterschiedlichem

Ausmaß auch bei verwandten Arten aus gemäßigten Klimazonen auftreten und stellen somit vermutlich Präadaptationen innerhalb von Taxa dar, die schließlich die Antarktis besiedelt haben (Marshall & Pugh 1996, Hogg & Stevens 2002). Die Notwendigkeit für solche Anpassungen limitiert die Anzahl und Auswahl der Arten, die in den terrestrischen Lebensräumen der Antarktis vorkommen.

Einige der Lokationen (Paulet Island, Devils Island oder Petermann Island), die in der vorliegenden Untersuchung beprobt wurden, waren im Vergleich zu den übrigen oder zu früheren Studien in der maritimen Antarktis extrem artenarm. Da für diese Inseln das gleiche Probenahmedesign Anwendung fand wie bei allen anderen Lokationen, kann diese Artenarmut als grundsätzliche Eigenschaft dieser Inseln angesehen werden. Die Inseln sind sehr steinig mit sehr dünnen und sehr wenig entwickelten Bodensubstraten. Auch die Vegetation ist auf diesen Inseln nur sehr spärlich oder gar nicht ausgebildet. Auf der anderen Seite wiesen andere Lokationen ebenfalls keine Vegetation auf und zeigten dennoch größere Artenzahlen. Somit ist das Fehlen von Bodensubstrat (mit zugehörigem organischen Material und Mikroorganismen) der wahrscheinlichste Grund für die niedrigen Artenzahlen in diesen Lokationen.

Innerhalb der Gruppe der Mikroarthropoden waren die Actinedida die artenreichsten, gefolgt von den Collembola. Dies scheint ebenfalls charakteristisch für die Arthropodenfauna der terrestrischen maritimen Antarktis zu sein. Die meisten früheren Untersuchungen zur Bodenfauna der maritimen Antarktis beschreiben ebenfalls die Actinedida (in der Literatur gewöhnlich Prostigmata genannt) als artenreichste Gruppe, gefolgt von den Collembola und schließlich den anderen Milbengruppen (Quellen s. Tabelle 18). Diese Abfolge gilt nicht für gemäßigte Breiten, wo die Mikroarthropodengemeinschaften in der Regel von Collembola und Oribatida dominiert sind.

Nur wenige frühere Studien nennen mittlere Gesamtdichten für Acari, Collembola oder Mikroarthropoden (Tabelle 19). Ein Vergleich dieser Untersuchungen zeigt die große Bandbreite der Tierdichten, die gewöhnlich zwischen 2.000 und 50.000 Individuen je m² liegen, mit Spitzenwerten von 400.000 Individuen je m². Ein Vergleich dieser Literaturdaten mit der vorliegenden Untersuchung ist schwierig angesichts der hier notwendig gewordenen Standardisierung aller Proben auf Individuen pro 100 cm³. Wenn man aber von einer Probengröße von 5 cm Ø und 5 cm Tiefe ausgeht (die häufigste Probengröße, bei der etwa die Hälfte für die Extraktion der Mikroarthropoden Verwendung fand), können die Werte sehr grob in Individuen pro m² übersetzt werden (Tabelle 19). Auch wenn diese Werte nur als grobe Schätzungen gewertet werden können, zeigen sie doch, dass die vorliegenden Dichten und die Literaturdaten in derselben Größenordnung liegen. Im Gegensatz zum Artenreichtum waren die Dichten der vorliegenden Untersuchung vergleichbar und oft sogar höher als die für gewöhnlich aus gemäßigten Klimazonen berichteten (vgl. Petersen & Luxton 1982). In vielen Lokationen der vorliegenden Untersuchung wurden ausgesprochen hohe Tierdichten ermittelt. Oft war dies auf eine Aggregation von einzelnen Arten zurückzuführen. Die extrem hohen Dichten, die z. B. in der zweiten Lokation von Punta Christian (auf King George Island), Halfmoon Island oder von Whalers Bay auf Deception Island (alle in 2010) registriert wurden, gingen tatsächlich auf hohe Dichten einzelner Arten zurück. Convey & Smith (1997) gehen davon aus, dass eine Hitzeextraktion, wie sie hier Anwendung fand, zu niedrigen Mikroarthropodenzahlen und so zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Dichten oder zu widersprüchlichen Ergebnissen führt. Dies kann in der vorliegenden Untersuchung nicht bestätigt werden. Die oben erwähnten, sehr artenarmen Inseln (z. B. Telephone Bay auf

Deception Island) wiesen in der Regel auch niedrige Dichten auf. Dies zeigte sich aber in allen Proben dieser Lokationen und scheint somit eine generelle Eigenschaft dieser Inseln zu sein, vermutlich aus den oben genannten Gründen. Im Gegensatz zum Artenreichtum waren die höchsten Individuenzahlen größtenteils bei den Collembola zu finden, was durch frühere Studien bestätigt wird (Tabelle 19).

Tabelle 19: Individuenzahlen (Individuen pro m² Substrat) der Mikroarthropoden aus früheren Studien innerhalb der maritimen Antarktis (so weit verfügbar) und aus der vorliegenden Arbeit. Die Individuenzahlen der vorliegenden Untersuchung werden als generalisierte Transformationen von Individuen pro 100 cm³ Substrat angegeben und sind nur grobe Schätzwerte. Für exakte Werte s. Anhang 3

Studie	Lokalisation	Mikroarthropoden	Collembola	Acari
Tilbrook 1967b	maritime Antarctic	2.000-45.000 (max: 78.000)		
Goddard 1979a	Signy Island			1.300-28.000
Block 1982	Signy Island	20.000-99.000		
cit. Richard et al. 1994				
Usher & Edwards 1984	Lynch Island	11.000-29.000 (max: 68.000)		
Usher & Booth 1984	Signy Island		8.000-50.000 (max: 107.000)	4.000-30.000 (max: 96.000)
Richard et al. 1994	Byers Peninsula	<1.000-21.000 (max: 46.000)	(dominant)	
& Convey et al. 1996	(Livingston Isl.)			
Convey & Smith 1997	Alexander Island	240-3.000 (max: 20.500)		
Convey & Smith 1997	Marguerite Bay	43.000-121.000 (max: 433.000)	(dominant)	
Convey & Quintana 1997	Cierva Point, Danco Coast	5.000-50.000 (max: 83.000)		
Convey et al. 2000b	Charlot Island			12.000-44.000
Russell et al. 2012	Arctowski Station	236.000	116.000	120.000
(Present study)	Biologenbucht	255.000	206.000	50.000
	Punta Cristian	69.000	25.000	44.000
	Punta Cristian II	288.000	247.000	41.000
	Ardley Island	101.000	64.000	36.500
	Halfmoon Island (2010)	730.000	15.000	717.000
	Halfmoon Island (2011)	49.000	670	48.000
	Hannah Point	20.000	1.900	18.000
	Telefon Bay	1.900	1.100	900
	Whalers Bay (2010)	347.000	346.000	1.600
	Whalers Bay (2011)	145.000	124.000	21.000
	Paulet Island	9.900	300	9.600
	Devil Island	6.600	6.600	0
	Neko Harbour (2010)	140	50	90
	Neko Harbour (2011)	5.700	3.600	2.100
	Petermann Island	275	0	275

Die in der vorliegenden Untersuchung erzielten Ergebnisse zeigen eine Abnahme der Diversität (Dichten und Artenzahlen) für höhere Breitengrade. Nimmt man frühere Untersuchungen aus der Literatur hinzu, war dieser Trend allerdings weniger ausgeprägt, vor allem bei den Collembolen (s. Ergebnisteil). Der Ausnahmestatus von Deception Island als artenreichster Standort kann aber mit den speziellen anthropogenen und klimatischen Bedingungen und der

besonderen Geschichte des Ortes erklärt werden (s. Diskussion zu den nicht-heimischen Arten). Auch scheint diese Ausnahme charakteristisch zu sein, denn eine ganze Reihe von Autoren hat sie ähnlich beschrieben (insbesondere Usher & Edwards 1986b, Convey & Quintana 1997, Caruso & Bargagli 2007, Gryziak 2009). Eine noch deutlichere Abnahme der Collembolendiversität von Nordost nach Südwest wurde von Usher und Edwards (1986b) innerhalb der maritimen Antarktis festgestellt: von 5 Arten in Nordost auf 3 Arten in Südwest (Südliche Shetlandinseln - Graham Küste - nördliches Adelaide Island). Dieser Trend kann allerdings nicht als allgemein gültig angesehen werden, da verschiedene Studien auch in weiter südlich gelegenen Regionen der maritimen Antarktis relativ artenreiche Mikroarthropodengemeinschaften feststellten, wesentlich artenreicher als kontinentale Standorte desselben Breitengrades (Convey & Smith 1997). So könnte dieser Trend ausschließlich für die nördliche maritime Antarktis gelten, in der auch die gegenwärtige Untersuchung stattfand. Innerhalb der Mikroarthropoden konnte der Nordost-Südwest-Trend lediglich für die Oribatiden nicht festgestellt werden. Im Vergleich zu anderen Studien waren diese in der vorliegenden Untersuchung allerdings auch nur gelegentlich festgestellt worden. Dies liegt vermutlich an den hier untersuchten Bodenproben, die sich doch sehr von den üblicherweise in antarktischen Studien untersuchten Substraten unterscheiden (s. o.). Maritim-antarktische Oribatiden wurden oft und in hohen Zahlen an oder unter Steinen oder in üppigen Vegetationsauflagen gefunden (Goddard 1979a, Block 1984b, Convey & Smith 1997), in Substraten also, die in der vorliegenden Untersuchung nicht primär untersucht wurden.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen sowohl für die Dichten als auch für die Artenzahlen außerdem eine hohe Variabilität zwischen den Jahren. Hohe Fluktuationen von Mikroarthropodenzahlen auf einem Standort, der über einen längeren Zeitraum (mehrere Jahre) untersucht wurde, berichten auch andere Autoren und führen diese auf von Jahr zu Jahr unterschiedliche Regenmengen und Temperaturen zurück (Goddard 1979a, Usher & Booth 1984, Ayres et al. 2007). So ist auch die zeitliche Variabilität, die in der vorliegenden Untersuchung festgestellt wurde, nicht unüblich für die antarktische Bodenfauna.

In der maritimen Antarktis werden die Gesamtabundanzen der verschiedenen Mesofaunagruppen ebenso wie die Dichten einzelner Arten in erster Linie von der Lokation bestimmt. Dies wird auch in der vorliegenden Untersuchung bestätigt, wo die offensichtlichsten Unterschiede für Dichten und Artenzahlen aller taxonomischen Gruppen zwischen den Lokationen zu finden waren. Dieser Zusammenhang ist dem großräumigen Verteilungsmuster in der Ostantarktis ähnlich, wo die Anwesenheit der Arten stark von der (Wieder-)Besiedlung von Refugien abhängt, die periodisch von Eis bedeckt werden (Caruso et al. 2009, Stevens & Hogg 2003, 2006b). Wenn dies auch für die maritime Antarktis gilt, dann sollte der örtliche Artenreichtum stark von der geographischen Position der Lokation beeinflusst werden. Die großräumige Verteilung innerhalb der maritimen Antarktis hängt vermutlich aber stärker von klimatischen Faktoren ab als von der Historie der Lokation, denn fast alle indigenen Arten kommen weit verteilt auf der Antarktischen Halbinsel vor. In der vorliegenden Untersuchung wurden die höchsten Tierzahlen von Collembola und Acari auf King George Island und auf Deception Island vorgefunden. Dies widerspricht anderen Publikationen, die hohe Dichten auch aus weiter südlich gelegenen Bereichen berichten (Tilbrook 1967a, Usher & Edwards 1986b). Wir vermuten, dass solche starken Unterschiede zwischen den Lokationen von lokalen Unterschieden auf mittlerer Größenskala verursacht

werden (Charakteristika der jeweiligen Küste, Hangexposition, Bodenparameter, Ausprägung der Vegetation usw.).

Insgesamt betrachtet zeigen alle oben angeführten Parameter, die für die Charakterisierung der hier ermittelten Mikroarthropodengemeinschaften herangezogen wurden, sehr typische Zusammenhänge für die antarktische Bodenfauna. Entsprechend können die Ergebnisse aus der vorliegenden Untersuchung als repräsentativ für die untersuchten Lebensräume angesehen werden. Dies zeigt wiederum, dass die Datengrundlage, die zur Untersuchung anthropogener Einflüsse zur Verfügung steht, stimmig ist.

Ehe hier die Diskussion zum anthropogenen Einfluss auf die Bodenfauna anschließen kann, ist ein Blick auf die Abhängigkeit der taxonomischen Gruppen und einzelner Arten von verschiedenen Habitatparametern notwendig. Denn menschliche Begehung kann sich auch auf diese Parameter auswirken und über diesen Umweg Veränderungen der Bodenfauna auslösen (indirekte Einflüsse). Aufgrund der breiten Verteilung der meisten Arten in der maritimen Antarktis gehen einige Autoren von einer niedrigen Habitatspezifität bei antarktischen Arten aus, die eine große Toleranz für ein breites Spektrum von Habitatbedingungen aufweisen (Tilbrook 1967b, Richard et al. 1994, Convey & Quintana 1997). Die Korrelationsanalysen der vorliegenden Untersuchung konnten diese Hypothese nicht stützen, denn die meisten taxonomischen Gruppen (bei Gesamtabundanzen und Artenreichtum) und viele einzelne Arten zeigten spezifische Bindungen an bestimmte Habitatbedingungen.

Betrachtet man die uneinheitlichen Lebensräume innerhalb der Antarktis auf einem lokal begrenzten Niveau, so scheinen Habitatfaktoren (allen voran Bodeneigenschaften und die Verfügbarkeit von Nahrung) die Mikroarthropodengemeinschaften stärker zu beeinflussen als biotische Interaktionen (Adams et al. 2006, Hogg et al. 2006). In der Regel bestätigten die in dieser Studie ermittelten Zusammenhänge die bereits bekannten Regeln, nach denen die mit Mikroarthropoden besetzten Mikrohabitate über die maritime Antarktis verteilt sind. Oft ist die Bodenfeuchte der limitierende Faktor für die Verteilung und Abundanz der Arten (Wise et al. 1964, Dalenius 1965, Strandtmann et al. 1967, Strong 1967, Ohyama 1978, Block 1984b, Booth & Usher 1984, Frati et al. 1997, Hogg & Stevens 2002, Sinclair et al. 2006, Day et al. 2009). Die Temperatur kann sich einerseits direkt auf die Verteilung der Arten auswirken, andererseits bestimmt sie, wie viel Wasser biologisch verfügbar ist und nimmt so indirekt Einfluss auf das Vorkommen von Arten. Für die meisten Arten gibt es außerdem eine Obergrenze der Feuchtetoleranz (etwa 12%). Verschiedene Arten zeigen darüber hinaus unterschiedliche Toleranzen für Staunässe oder Trockenheit (Hayward et al. 2004). Die vorliegenden Ergebnisse bestätigen eine mögliche Limitierung der Mikroarthropodenfauna durch die Bodenfeuchte, denn alle taxonomischen Großgruppen und viele einzelne Arten bildeten bei höherer Bodenfeuchte signifikant höhere Dichten (und Artenzahlen innerhalb der Großgruppen) aus.

Innerhalb der Mikroarthropoden bestanden die stärksten Korrelationen zum Deckungsgrad der Vegetation. In antarktischen Lebensräumen wurde bereits gezeigt, dass die Gesamtdichten und die Abundanzen einzelner Arten stark von der Ausprägung einer Vegetationsdecke abhängen, s. insbesondere Tilbrook (1967b), Goddard (1979a), Usher & Booth (1984), Booth & Usher (1986), Richard et al. (1994), Convey et al. (1996), Frati et al. (1997) und Gryziak (2009). Dabei handelt es sich sehr wahrscheinlich um indirekte Einflüsse, da nur wenige der ermittelten Arten sich direkt von Pflanzen ernähren. Hogg & Stevens (2002) sehen in der Vegetation eher den Lebensraum als eine Nahrungsquelle für antarktische Collembola und Acari. Andererseits sind Areale mit Aufwuchs durch die pflanzliche Photosyntheseaktivität auch oftmals reicher an

Mikroorganismen (Bakterien, Pilze, Algen). Da beinahe alle ermittelten Arten als mikrobivor gelten (vgl. Strandtmann et al. 1967, Goddard 1979a, 1979b, Block 1979), kann die Vegetation einen Lebensraum mit angereichertem Nahrungsangebot darstellen (vgl. Sinclair 2001). Unabhängig von den zugrundeliegenden Mechanismen zeigen die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung, dass der Grad der Vegetationsbedeckung ein entscheidender Habitatfaktor ist, der sowohl die Tier- als auch die Artenzahlen bestimmt.

Für die meisten Großgruppen und Arten spielte außerdem der organische Gehalt des Bodens (Gesamtgehalt, Konzentrationen von C und N, sowie C/N-Verhältnis) eine wichtige Rolle. Die Abhängigkeit von im Boden lebenden Vertretern der Collembola und Acari vom organischen Gehalt wurde in zahlreichen Untersuchungen belegt (Wise et al. 1964, Booth & Usher 1984, Sanyal 2004, Adams et al. 2006). Obgleich dies für die meisten Großgruppen gilt, die hier untersucht wurden, war der Zusammenhang in der vorliegenden Untersuchung bei den Hornmilben (Oribatida) am stärksten ausgeprägt. Dies ist wenig überraschend, da die meisten Vertreter der Oribatida – im Gegensatz zu fast allen anderen Mikroarthropoden im Boden – als ausgesprochen detritivor gelten (Krantz & Walter 2009), was vermutlich auch die in der Antarktis vorkommenden Arten einschließt. Nach Gryziak (2009) kommen Hornmilben ausschließlich in älteren, entwickelten Böden vor, die sich durch einen reicheren Gehalt an organischer Substanz auszeichnen. Bodensubstrate mit Vegetation und einem entsprechend höheren Anteil toter organischer Substanz bieten einerseits einen räumlich und klimatisch günstigeren Lebensraum als die vorwiegend mineralischen Sand-, Kies- und Schotterflächen. Andererseits bildet die organische Substanz die primäre Nahrungsquelle für antarktische Hornmilben. Auch hier ist der organische Gehalt wiederum als indirekter, aber nichtsdestotrotz wichtiger Einflussfaktor zu sehen, der eine reichhaltige Grundlage für das Wachstum von Mikroorganismen als Nahrungsquelle für die Bodenfauna darstellt.

Die wenigsten Korrelationen wurden für die insgesamt als räuberisch anzusehenden Gamasina ermittelt. Abgesehen von der Vegetationsbedeckung waren die abiotischen Bodenparameter offensichtlich weniger wichtig für das Vorkommen dieser Milbengruppe als für die anderen Tiergruppen. Die Verfügbarkeit von Beutetieren war vermutlich ein weitaus wichtigerer Faktor (Lister et al. 1988), wobei dies allerdings nicht im Detail untersucht wurde. Andere Bodenkennwerte wie pH-Wert oder Bodentextur (Größenverteilung der Bodenpartikel) zeigten wenige bis keine Korrelationen mit den Individuen- und Artenzahlen der Gamasina. Dies kann daran liegen, dass solche Zusammenhänge tatsächlich nicht existieren. Es ist jedoch wahrscheinlicher, dass die geringe Anzahl von Fundorten oder die meist geringen Dichten dieser Tiergruppe (stellenweise vergleichbar mit den niedrigen Abundanzen der Oribatida) einen Nachweis potenziell vorhandener Korrelationen mit Habitatfaktoren erschweren. Ein geringer Einfluss dieser Umweltfaktoren auf die Gemeinschaft der Mikroarthropoden wurde andererseits auch in anderen Studien festgestellt (Wise et al. 1964, Adams et al. 2006). Entsprechend sind für die Mikroarthropodengemeinschaft der vorliegenden Untersuchung als wichtigste Umweltfaktoren die Vegetationsbedeckung, die organische Substanz und die Bodenfeuchte zu nennen.

4.1.2 Mikrofauna

Angesichts der vergleichsweise geringen Zahl an Untersuchungen, die bisher zu Nematoden und Tardigraden aus Bodenproben der maritimen Antarktis vorliegen, ist ein Vergleich der Ergebnisse der gegenwärtigen Studie mit Literaturdaten sehr viel schwieriger als für die

Mesofauna. Dort wo dies möglich war, wurden viele der oben beschriebenen Zusammenhänge (Artenzahl und Dichten, Abhängigkeit von Lokation, geographischen Lage und Habitatparameter usw.) für die Nematoden und Tardigraden bestätigt und werden hier nicht wiederholt.

Die Nematodenfauna der Antarktis ist in den letzten 40 Jahren im Vergleich zu anderen (auch europäischen) Gebieten relativ gut untersucht worden (u.a. Spaul 1973, Maslen 1979a, b, Andrassy 1998, Holovachov & Boström 2006). Dennoch stellen die 14 Anlandestellen und über 300 Bodenproben der vorliegenden Untersuchung einen vergleichsweise ansehnlichen Studienumfang und eine entsprechend erhebliche Datenquelle dar. Auch hat sich ein großer Teil der bisherigen antarktischen Studien nicht den bodenbewohnenden Nematodengemeinschaften, sondern der Mikrofauna aus Moospolstern und Flechten gewidmet. Daher ist die Tatsache, dass 19 der 40 in der vorliegenden Bodenuntersuchung ermittelten Arten bisher nicht aus antarktischen Studien bekannt oder beschrieben sind, nicht als Indiz für eine kürzlich erfolgte Einwanderung oder gar Einschleppung durch Touristen zu werten. Es ist denkbar, dass diese Arten bisher aufgrund der Kleinräumigkeit ihrer Verteilung und der eingeschränkten Anzahl von detaillierten Untersuchungen bodenbewohnender Artengemeinschaften der Nematoden in der maritimen Antarktis schlichtweg übersehen wurden.

In einem biogeographischen Kontext ist die Antarktis hinsichtlich ihrer Nematodenfauna aus zweierlei Gründen einzigartig: Zum einen sind die meisten Nematodenarten, die man in der Antarktis findet, endemisch beziehungsweise andernorts unbekannt, zum anderen gibt es auch kaum Überlappung der Arteninventare der Nematoda zwischen maritimer und kontinentaler Antarktis, es handelt sich also um getrennte biogeographische Zonen (Maslen & Convey 2006). Als Schnittstelle zwischen den biogeographischen Zonen gilt Alexander Island, eine Insel, die artenreicher ist, als die nördlich angrenzenden Inseln und sogar 10 % mehr Arten aufweist als die gesamte maritime Antarktis zusammen genommen (Maslen & Convey 2006). Erste Hinweise auf ein Vorkommen vermeintlich rein kontinentaler Nematodenarten in der maritimen Antarktis waren die Funde von Maslen & Convey (2006) auf Adelaide Island, Alameda Island und Charcot Island, die den kontinentalen Arten *Plectus murrayi* und *P. frigophilus* morphologisch sehr ähnlich waren. Auch die vorliegende Untersuchung erbrachte Funde einer Nematodenart auf verschiedenen Inseln der maritimen Antarktis, die der kontinental-antarktischen Art *Panagrolaimus magnivulvatus* morphologisch sehr nahe ist und hier entsprechend mit *Panagrolaimus* cf. *magnivulvatus* benannt wird. Es bleibt zu klären, ob diese Funde tatsächlich der kontinentalen Art *Panagrolaimus magnivulvatus* entsprechen und hier somit ebenfalls ein die maritim-kontinentale Grenze übergreifendes Vorkommen zugrunde liegt, oder ob es sich bei den Funden lediglich um eine verwandte Art handelt und die Verbreitung der *Panagrolaimus*-Arten ähnlich den *Eudorylaimus*-Arten (Andrassy 2008) eine klare Abgrenzung zwischen maritimen und kontinentalen Arten aufweist. Wiederum kann hier nicht geklärt werden, wie ein solcher Transfer über die Grenze der beiden biogeographischen Zonen verlief. Angesichts des geringen touristischen Verkehrs zwischen der maritimen und der kontinentalen Antarktis ist ein eventueller Austausch von Nematoden über Kleidung und Schuhwerk von Touristen jedenfalls eher unwahrscheinlich.

Die Anzahl der Arten, die bisher für das Gebiet der Antarktis ermittelt wurde (Gamma-Diversität), ist im Vergleich zu fast allen Lebensräumen anderer Klimazonen sehr niedrig (Wharton 2003). Andrassy (2008) führt nur 32 Arten für die maritime Antarktis auf. In der

vorliegenden Untersuchung wiesen die artenreichsten Standorte (Biologenbucht, Arctowski Station und Punta Christian I auf King George Island) bereits 23 bzw. 22 Nematodenarten auf; der artenärmste Standort, Peterman Island, dagegen nur eine einzige Art. Von Insel zu Insel ist auch die Zusammensetzung der Nematodenfauna sehr verschieden. Diese hohe regionale β -Diversität deutet auf Barrieren hin, die darin liegen können, dass Nahrung und Umweltbedingungen für ankommende Arten nicht gegeben sind oder aber, dass Vektoren für eine räumliche Ausbreitung fehlen (Spaull 1973).

Spaull (1973) und Maslen (1979a, b) untersuchten die Nematodenfauna von Boden- und Vegetationsproben auf 15 bzw. 16 Inseln der maritimen Antarktis, darunter Deception Island als einzige Überschneidung mit der vorliegenden Untersuchung. Sie stellten fest, dass auch die Diversität der Nematodenfauna, gemessen als Anzahl der pro Standort verzeichneten Gattungen bzw. Arten, mit zunehmender südlicher Breite abnahm. Die Autoren vermuten einen Zusammenhang mit den von Nord nach Süd abnehmenden Temperaturen, dem zunehmenden abiotischen Stress und dem sich verkürzenden eis- und schneefreien Zeitabschnitt, der für eine Populationsgründung und Kolonisierung zur Verfügung steht. In der vorliegenden Untersuchung konnte diese von Nord(ost) nach Süd(west) abnehmende Artendiversität, allerdings für einen sehr viel kleineren Ausschnitt der maritimen Antarktis, bestätigt werden. Sie stand in einem positiven Zusammenhang mit der Ausprägung einer Vegetationsdecke, die ebenfalls tendenziell von Nordost nach Südwest abnahm, aber auch mit Wasser- und Nährstoffgehalt im Boden, die starke Unterschiede zwischen den Lokationen aufwiesen und sich nicht unbedingt von Nord nach Süd verschlechterten. Die vorliegende Untersuchung bestätigt also einen Trend von nach Süden hin abnehmenden Artenzahlen, den kausalen Zusammenhang sehen wir in erster Linie in von Anlandestelle zu Anlandestelle unterschiedlichen Habitatbedingungen, die sich auf das Vorkommen der Nematodenarten auswirken.

Terrestrische antarktische Nematoden ernähren sich hauptsächlich von Bakterien, Cyanobakterien und Algen. In der vorliegenden Untersuchung dominierten die Bakterivoren entsprechend klar mit tendenziell zunehmender Bedeutung in den rauerer südwestlichen Anlandestellen des Wedellmeeres. Auch in den milderer Lokationen auf King George Island und Ardley Island stellten Bakterienfresser die stärkste Fraktion innerhalb des Nematodennahrungsnetzes dar, hier aber begleitet von algivoren und fungivor-radicivoren Arten. Zersetzungsraten und mikrobielle Biomassen sind angesichts der geringen Nährstoffgrundlage in der Regel niedrig (Andrássy 1998). Eine Ausnahme stellen die ornithogenen Böden auf Paulet Island dar, in denen in der vorliegenden Untersuchung ein herausragend große Population einer bakterienfressenden Nematodenart (*Rhomborhabditis cf. teres*) ermittelt wurde, die auf einem für antarktische Böden hohem Stickstoffgehalt und mutmaßlich entsprechend reichhaltigem Bakterienangebot basierte. Sohlenius et al. (2004) stellten dementsprechend fest, dass Vertreter der bakterivoren Gattungen *Plectus* bzw. *Panagrolaimus* höchste Populationsdichten in organischen Böden und Moos bzw. in organischem Material unter Grünalgen (*Prasiola*) erreichten, und dies in besonderem Maße in der Nachbarschaft von Kolonien des Schneesturmvogels (*Pagodroma nivea*), der wiederum über den Vogelkot für einen erhöhten Nährstoffeintrag sorgte.

Aufgrund einer meist sporadischen bis fehlenden Vegetationsdecke und dem entsprechend mageren Zersetzernahrungsnetz gibt es in den antarktischen Böden nur wenige pflanzenparasitische und räuberische Arten (Andrássy 1998). Ausnahmen stellen die

größtenteils noch nicht beschriebenen Wurzel- bzw. Pilzzellen anstechenden Nematodenarten der Gattungen *Tylenchus* auf Signy Island, *Filenchus* auf Livingston Island, King George Island und Ardley Island sowie *Aphelenchoides vaughani*, *A. helicospoma* und *A. haguei* dar (Spaull 1973, Maslen 1979a, Chipev et al. 1996 und vorliegende Untersuchung), letztere von Signy Island bis Alexander Island. Auch die räuberische Nematodenart *Coomansus gerlachei* ist weit verbreitet in der maritimen Antarktis (Peneva et al. 1996) und kann trotz augenscheinlich geringem Nahrungsangebot erstaunlich hohe Individuenzahlen erreichen, wie z. B. in der vorliegenden Untersuchung auf Halfmoon Island und Hannah Point. Die hohe Dominanz ihrer Vertreter in den Nematodengemeinschaften dieser beiden Lokationen lässt darauf schließen, dass sie sich nicht primär von anderen Nematodenarten ernähren, sondern vermutlich zudem von Rädertieren, Einzellern und juvenilen Tardigraden.

Boden als Habitat – wie er in dieser Studie untersucht wurde – ist generell ein relativ wenig erforschter Lebensraum für Tardigraden. Es gibt nur wenige wissenschaftliche Arbeiten, die sich mit Tardigraden aus Böden beschäftigt haben und für die Antarktis sind sie noch seltener. Studien in der Größenordnung der vorliegenden Untersuchung gibt es bisher zu bodenbewohnenden Tardigraden nicht. Die vorliegende Studie hat für Tardigraden neue Lokationen und Habitate einbezogen und so den bisherigen Kenntnisstand des Artenreichtums einiger Lokalitäten innerhalb der maritimen Antarktis erweitert. Aus King George Island waren bisher 15 Tardigradenarten bekannt (Dastych 1984, Jennings 1979). Dank der vorliegenden Arbeit sind die Folgenden hinzuzufügen: *Hexapodibius boothi*, *Isohypsibius* sp., *Diphascon* (*Diphascon*) sp. und *Calohypsibius* cf. *ornatus*. Aus Deception Island waren drei Arten bekannt – *Acutuncus antarcticus*, *Ramajendas renaudi* (= *figidus*) und *Dactylobiotus* (cf.) *ambiguus* (Downie et al. 2000), zu denen nun *Hexapodibius boothi* und *Macrobiotus* cf. *furciger* hinzukommen. Auch hier überschneiden sich die neuen Untersuchungsflächen nicht mit den früheren Untersuchungen, zu denen zwei permanente Wasserlöcher und eine Ansammlung von *Prasiola crispa* auf einem Felsblock zählen. Andere Untersuchungsgebiete haben überhaupt keinen direkten Vergleich mit publizierten Daten und liefern entsprechend neue Erkenntnisse zur Verbreitung von Tardigradenarten in der Antarktis.

Ein weiterer Punkt, in dem sich die Proben der Jahre 2010 und 2011 klar unterscheiden ist das Verhältnis der Entwicklungsstadien juvenil zu adult. 2011 war der Anteil juveniler Tardigraden im Vergleich zu 2010 sehr viel höher. Dies könnte mit dem Zeitpunkt der Beprobung zusammenhängen oder auch mit unterschiedlich schweren Wintern oder einem unterschiedlichem Beginn der Tausaison im Frühling. Ähnlich offensichtlich sind die Unterschiede bei den Gesamttardigradenzahlen: in 2011 waren es deutlich weniger als in 2010. Dies könnte wiederum die Witterungsverhältnisse widerspiegeln, aber die geringe Überlappung der Untersuchungsflächen macht es schwierig, einen eventuell existierenden Jahreseffekt zu quantifizieren. Interessant ist in diesem Zusammenhang auch ein anderes Phänomen: Tardigraden der Art *Ramajendas* cf. *frigidus* wiesen in 2010 einen starken Befall durch Ciliaten (Wimperntierchen) auf. Bei dieser Wirt-Kommensalen-Beziehung profitiert der Kommensale (Ciliat) von der Mobilität und von den Nahrungsresten seines Wirtes (Tardigrade), Letzterer wird jedoch im Gegensatz zu einer Wirt-Parasiten-Beziehung nicht geschädigt. Im Vergleich zu 2010 wurden 2011 weit weniger Ciliaten festgestellt und unter diesen waren viele verletzt. Es ist möglich, dass die Ciliaten während der Extraktion beschädigt oder abgerissen wurden (robustere Extraktionstechnik in 2011?). Da die Anheftungsorgane in der Regel aber sehr fest halten und keine abgerissenen Fußscheiben an den Tardigraden gefunden wurden,

kann dies nicht die in hohem Maße unterschiedlichen Zahlen erklären. Es liegt daher nahe, dass auch hier unterschiedliche Witterungssituationen in den beiden Jahren den Lebenszyklus von Wirt und/oder Kommensale beeinflusst haben.

4.2 Anthropogener Einfluss

4.2.1 Einfluss auf die native Bodenfauna

Einer der wichtigsten dieser Arbeit zugrunde liegenden Hypothesen ist, dass der Tourismus sich direkt auf die Populationsdynamiken und damit auf Individuen- und Artenzahlen der untersuchten Organismen auswirkt. In der vorliegenden Studie wurde der menschliche Einfluss auf Artniveau untersucht. Dies geschah in zahlreichen Lokationen, die nie zuvor untersucht worden waren. Da also keinerlei Informationen zu Bodenorganismen aus den untersuchten Standorten aus der Zeit vor Beginn der anthropogenen Aktivitäten vorliegen, ist ein zeitlicher vor/nachher Vergleich desselben Areals nicht möglich. So konnten lediglich räumliche Vergleiche zwischen anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Arealen auf derselben Fläche durchgeführt werden. Die so erzielten Ergebnisse konnten Auswirkungen menschlicher Anwesenheit eindeutig belegen. In erster Linie handelt es sich hier wohl um Begehungseffekte, da in den Untersuchungsgebieten weder menschlicher Abfall noch andere Kontaminationen erlaubt sind und nach allem was bekannt ist, auch nicht vorkommen. Diese Effekte existierten aber nicht persistent über alle Tiergruppen, Untersuchungsjahre und faunistische Parameter. Entsprechend waren die anthropogenen Auswirkungen auf die Bodenfauna zum Teil subtil, „kryptisch“ innerhalb der Gesamtdaten, und oft kaschiert durch eine hohe Datenvariabilität, sowohl innerhalb der Lokationen als auch in besonderem Maße zwischen den Lokationen. Erst die Durchführung statistischer Analysen konnte tatsächlich nachweisen, dass die Anwesenheit des Menschen wirklich einen signifikanten Einfluss auf die untersuchte Bodenfauna hat.

Auf dem Niveau der taxonomischen Großgruppen beeinflusste die Anwesenheit von Menschen vor allem die Gesamtabundanzen der verschiedenen Taxa (mit Ausnahme der Actinedida). In einigen Tiergruppen war der Effekt nur in einem der beiden Untersuchungsjahre signifikant. Ein Gesamteffekt stellt sich ein, wenn man die Daten der beiden Jahre zusammenfassend analysiert. Nur die Gamasina bilden hier eine Ausnahme, vermutlich aufgrund der ermittelten, insgesamt sehr niedrigen Individuendichten. Collembola und Nematoda zeigten einen signifikanten Effekt in beiden Untersuchungsjahren, die Nematoden in 2010 allerdings nur dann, wenn ausschließlich die Lokationen auf und um King George Island betrachtet wurden. In allen signifikanten Fällen war der anthropogene Effekt negativ, es zeigten sich also niedrigere Individuendichten in den anthropogen beeinflussten Arealen. Auch wenn dieser Effekt nicht für alle taxonomischen Großgruppen und oft auch nicht für beide Jahre zu verzeichnen war, so zeigen die (wenn signifikant, dann negativen) Ergebnisse, dass die Begehung durch den Menschen in der maritimen Antarktis einen schädlichen Einfluss auf die Bodenfauna hat.

Es wurde kein genereller anthropogener Einfluss auf die Artenzahl festgestellt. Auch wenn in einzelnen Jahren für die Collembola (2011) und Oribatida (2010) signifikant reduzierte Artenzahlen in den anthropogen beeinflussten Arealen festgestellt wurden, stellten diese Effekte Ausnahmen dar, die in einer Betrachtung über beide Jahre keinen Bestand hatten. Für alle anderen Tiergruppen wurde kein signifikanter Einfluss auf die Artenzahlen beobachtet.

Von entscheidender Bedeutung war die Kovarianzanalyse (ANCOVA) bei der Auffindung von Zusammenhängen zwischen der Bodenfauna und der Vegetationsbedeckung: mit zunehmender Vegetationsbedeckung stieg sowohl die Tier- als auch die Artenzahl. Der positive Vegetationseffekt zeigte sich für alle taxonomischen Gruppen und bestätigte so die Korrelationsanalyse. Für die beiden Mikrofaunagruppen Nematoda und Tardigrada zeigte sich ein positiver Vegetationseffekt in beiden Jahren, für die verschiedenen Gruppen der Mesofauna jeweils nur in einem Jahr, entweder 2010 oder 2011. Nach post-hoc Tests waren Tier- und Artenzahlen unter dem Einfluss von Vegetation erhöht, und zwar für alle Deckungsgrade. Dies zeigt die Bedeutung von Vegetation als Habitat für die antarktische Bodenfauna, egal wie stark entwickelt diese Vegetation ist. Diese Abhängigkeit der antarktischen Bodenfauna von der Vegetation wurde bereits von zahlreichen Autoren beschrieben (u.a. Usher & Booth (1984), Richard et al. (1994), Convey et al. (1996), Frati et al. (1997) and Gryziak (2009). Überraschend war der geringe bis fehlende Zusammenhang zwischen dem Auftreten der Vertreter der Oribatida und der Existenz einer Vegetationsdecke, wenngleich diese signifikant mit dem organischen Gehalt im Boden korrelierten. Dies zeigt wiederum, dass der organische Gehalt im Boden offensichtlich wichtiger für die Verteilung und Abundanzen der Oribatida ist als die Vegetation.

Darüber hinaus zeigten die ANCOVAs eine starke Wechselwirkung zwischen den anthropogenen und pflanzlichen Einflüssen. Der häufigste Zusammenhang bestand darin, dass der menschliche Einfluss stärker negativ auf Flächen mit mittlerer Vegetationsdecke war. Wo die Vegetationsbedeckung also lediglich spärlich war, hatte die menschliche Begehung größere Auswirkungen, als dort, wo keine oder viel Vegetation vorhanden war. Diese Abhängigkeit des anthropogenen Einflusses von der Stärke der Vegetationsschicht ist ein wichtiges Ergebnis, da in den antarktischen Lebensräumen generell lediglich größere Ansammlungen geschlossener Vegetation geschützt werden, entweder als ausgewiesene ASPAs oder als Bereiche mit Betretungsverbot, aufgeführt in den Visitor Site Guidelines der jeweiligen Anlandeorte. Die Erfahrungen, die das Projektteam in den touristisch besuchten Anlandestellen sammelte, zeigten, dass Areale mit spärlicher bis geringer Vegetation (genauso wie Ansammlungen von organischem Material oder Feuchte, z. B. Schmelzwasserbäche und -lachen) vom Expeditionsteam grundsätzlich nicht beachtet wurden, wenn es darum ging, den Touristenverkehr zu lenken. Da die vorliegenden Ergebnisse darauf hinweisen, dass die Bodenfauna in diesen „unbeachteten“ Arealen tatsächlich besonders von der menschlichen Begehung betroffen ist, kann der durch die Menschen verursachte Schaden für die Bodenfauna lokal (auf der Ebene der Mikrohabitate) sehr viel höher sein als die Ergebnisse insgesamt vermuten lassen. In der vorliegenden Untersuchung bestanden die größten Faunenunterschiede zwischen den verschiedenen Lokationen. Dies zeigt wiederum, dass die Hauptdeterminanten dieser Faunen Umweltfaktoren sind, die vermutlich größeren Einfluss haben als der menschliche Eingriff selbst. Die anthropogene Belastung hing aber von den lokalen Bedingungen ab und unter bestimmten Bedingungen (z. B. spärliche bis geringe Vegetationsbedeckung, Schmelzwasserbäche) kann sie weit stärker sein als die Effekte der abiotischen Gegebenheiten. Dies zeigt die Wichtigkeit einer strengeren Regulierung der menschlichen Aktivitäten, die an den lokalen Bedingungen jeder einzelnen Lokation ausgerichtet werden sollte.

Wichtig ist darüber hinaus, dass die Auswirkungen auf die verschiedenen taxonomischen Großgruppen nicht kumulativ waren. Angesichts der Tatsache, dass antarktische Böden so

artenarm sind (siehe oben), war anzunehmen, dass der anthropogene Einfluss offensichtlicher wäre, wenn die Arten aller Tiergruppen zu einer „gesamten Bodenfauna“ kumulativ zusammengefasst würden. Dies war nicht der Fall. Die Begehung scheint die verschiedenen Tiergruppen vielmehr unterschiedlich und auf verschiedenen Wegen zu beeinflussen. Angesichts des menschlichen Einflusses auf andere Habitatparameter spielen je nach Lokation höchst wahrscheinlich auch indirekte Effekte eine Rolle (z. B. anthropogene Auswirkungen auf Bodenfaktoren, die dann die Tiere beeinflussen).

Nur sehr wenige Untersuchungen befassten sich bisher mit dem anthropogenen Einfluss auf die antarktische Bodenfauna, darunter fast keine auf Artniveau. Auf der Byers-Halbinsel (Livingston Island, Südliche Shetlandinseln) untersuchten Tejedo et al. (2008) fünf Sommerperioden lang den Einfluss menschlicher Begehung auf drei Faktoren in Arealen menschlicher Aktivität sowohl unter experimentell kontrollierten als auch unter natürlichen (unkontrollierten) Bedingungen: Stauchwiderstand und Lagerungsdichte des Bodens sowie Gesamtdichte der Collembola. In dieser Studie wurden ausschließlich vegetationsfreie Böden untersucht. Die Autoren zeigten, dass auch eine minimale Anwesenheit von Menschen sowohl die physikalischen als auch die biologischen Bodeneigenschaften auf der Byers-Halbinsel veränderten, obgleich die gestörten Flächen bei der geringsten Stufe menschlicher Aktivität nicht signifikant verschieden von den benachbarten, ungestörten Kontrollflächen waren.

Auch Bulavintsev (1990) konnten innerhalb ihrer Untersuchungen auf der Fildeshalbinsel (King George Island, Südliche Shetlandinseln) Beobachtungen zum anthropogenen Einfluss auf die Bodenfauna beitragen: Sie berichten von niedrigen Collembolenzahlen in Bereichen nahe der Forschungsstation, die häufig mit Kettenfahrzeugen befahren wurden, darüber hinaus auf den Wegen und auf einer Plattform, die für die Lagerung von Küchenabfällen genutzt wurde. In Bereichen starker menschlicher Beanspruchung wurden nur einzelne Individuen von *C. antarcticus* gefunden. Bereiche, die weniger signifikante Störungen aufwiesen, wurden darüber hinaus durch die Collembolen *C. badasa* (= *Cryptopygus* sp. in Bulavintsev 1990), *F. octooculata*, *C. antarcticus* and *T. mixta* (= *Tullbergia* sp. in Bulavintsev 1990) besiedelt. Die Gesamtabundanz der Collembolen war jedoch relativ niedrig (pro Bodenprobe im zweistelligen Bereich). Weiterhin konnten auch Ayres et al. (2008) in den McMurdo-Trockentälern einen negativen Zusammenhang zwischen menschlicher Begehung und den ermittelten antarktischen Nematodenzahlen feststellen. Die Autoren führten dies auf die mechanische Verdichtung der Porenräume zurück. Die Untersuchung von Ayres et al. (2008) ist deshalb besonders bemerkenswert, da selbst ein sehr geringer anthropogener Einfluss (nur wenige Wissenschaftler pro Jahr) negative Auswirkungen hatte, vermutlich aufgrund der extremen Bedingungen an diesen kontinental-antarktischen Standorten (Mangel an Feuchtigkeit und organischem Material sowie die sehr einfachen Bodentiergemeinschaften). Die vorliegende Untersuchung bestätigt also die Ergebnisse dieser früheren Studien und es wurde außerdem deutlich, dass der anthropogene Effekt nicht ausschließlich direkter Natur war, wie dies zum Beispiel durch eine mechanische Verdichtung gegeben wäre. Vielmehr weist der touristische Einfluss – wie oben dargestellt - auch indirekte, orts- und artspezifische Komponenten auf und war eng mit der Ausprägung einer Vegetationsdecke verknüpft.

Der anthropogene Einfluss auf die einzelnen Arten war sehr unterschiedlich: einige Arten wurden mit zunehmendem anthropogenen Einfluss negativ beeinflusst (niedrigere Abundanzen), einige wenige andere Arten wurden sogar positiv beeinflusst (höhere Abundanzen). Artspezifische Reaktionen auf verschiedene Formen von Störung oder

Umweltveränderung sind tatsächlich allgegenwärtig in Bodentiergemeinschaften und wurden hier mit zwei statistischen Verfahren nachgewiesen (ANOVA und ANCOVA). Die ANCOVA-Analyse konnte darüber hinaus bei vielen Arten einen Anstieg der Individuenzahlen mit zunehmender Vegetationsbedeckung feststellen. Die einzige Ausnahme bildeten potenziell nicht-heimische Arten (s. Diskussion im Folgenden). Für eine Reihe von Arten zeigten die Analysen außerdem signifikante Wechselwirkungen zwischen der anthropogenen Wirkung und dem Grad der Vegetationsbedeckung, mit signifikant stärkeren anthropogenen Auswirkungen (ob positiv oder negativ) bei mittel bis stark ausgeprägter Vegetationsdecke. Dies könnte auf die in stärker bewachsenen Arealen generell individuenreicheren Populationen zurückgehen, die dann wiederum stärker von der menschlichen Anwesenheit beeinflusst werden. Es kann andererseits aber nicht erklären, warum einige Arten besonders bei mittlerer Vegetationsbedeckung (25-75 %) stärker beeinflusst werden, obwohl sie ihre höchsten Dichten bei geschlossener Vegetationsdecke ausbilden. Neben vielen anderen Erklärungen könnten individuen schwache Populationen anfälliger für die anthropogene Störung sein oder diese Störung könnte sich auf die weniger entwickelten Areale stärker auswirken und damit indirekt die Tierzahlen beeinflussen. Entscheidend ist aber auch hier – wie oben bereits angeführt – dass mittlere Vegetationsdeckungsgrade von den Expeditionsführern oder von wissenschaftlichem Personal nicht in ausreichendem Maße als schützenswert angesehen werden. Nur geschlossene Vegetation wird in der Regel von der Betretung durch Touristen ausgeschlossen. Wenn Arten in mittelstark bewachsenen Arealen tatsächlich stärker anthropogen beeinflusst werden, dann kann dieser Mangel an Beachtung sich auf lange Sicht unter Umständen verhängnisvoll auswirken. Es muss schließlich davon ausgegangen werden, dass sich die menschlichen Effekte in den regelmäßig von Touristen besuchten Anlandestellen oder um die Forschungsstationen herum zunehmend akkumulieren.

Über die Gründe für diese artspezifischen Reaktionen kann nur spekuliert werden. Negative Reaktionen können sowohl direkter als auch indirekter Natur sein, wobei die menschliche Begehung direkt zu einer Erhöhung der Sterblichkeit und damit zu einer Verringerung der Populationsdichte oder indirekt zu einer Veränderung z. B. von Bodenzustand oder Nährstoffverfügbarkeit führt, was sich wiederum negativ auf die Populationsdichte der Art auswirkt. Die artspezifischen Reaktionen legen mögliche Veränderungen bei den Habitatbedingungen nahe, z. B. der Bodenstruktur durch Verdichtung und damit auch der Wassergehalte und Porenräume, in denen sich die Bodenorganismen bewegen. Durch solche Veränderungen des Lebensraums könnten einige Arten gefördert, andere dezimiert werden. Positive Reaktionen sind sehr wahrscheinlich indirekter Natur, z. B. könnte sich eine Verkleinerung der Populationsgröße negativ beeinflusster Arten konkurrenz-mindernd auf andere Arten auswirken oder Veränderungen der Habitatbedingungen könnten dazu führen, dass für bestimmte Arten die Verfügbarkeit von geeignetem Lebensraum oder präferierter Nahrung steigt. Die sehr artenarmen Nahrungsnetze der Antarktis sind empfindlich gegenüber Veränderungen wie zunehmende Bodenfeuchte, Nährstoffeinträge oder Temperaturanstiege (Freckman & Virginia 1997, Barrett et al. 2008). Freckman & Virginia 1997 vermuten die Ursache für diese Empfindlichkeit in der fehlenden Redundanz der Arten und einer Sensitivität gegenüber Umweltveränderungen, was die Artengemeinschaften also auch anfällig gegenüber menschlichen Störungen machen sollte.

Die Ergebnisse der Tardigrada zeigen, dass besonders obligat bodenbewohnende Arten oder solche, die fakultativ im Boden leben können, scheinen direkt anthropogen beeinflusst zu sein.

Diejenigen Arten, die eher auf die Vegetationsdecke und weniger auf den Boden angewiesen sind, werden ebenfalls vom Tourismus negativ beeinflusst, vermutlich indirekt über die Beeinträchtigung der Vegetationsdecke. Auch wenn diese Beobachtung nicht weiter quantifiziert wurde, könnte der Tourismus außerdem einen indirekten Einfluss auf die Lebenszyklen und auf die Erholung der Population nach dem Winter haben, indem er die Habitatbedingungen verändert, z. B. indem Pfade früher von Schnee und Eis befreit sind, und die auf diese Weise exponierten Habitate vermehrt Schmelzwasser aus dem umliegenden Gebiet erhalten, oder schneller austrocknen oder stärker verdichtet werden. In diesem Zusammenhang wird klar, dass nicht nur Quantität und Qualität der touristischen Aktivitäten als solche, sondern auch der Zeitpunkt im Jahr (in Relation zum Beginn des antarktischen Sommers), mit dem der Touristenstrom und damit seine potenzielle Wirkung einsetzt, eine entscheidende Rolle spielen.

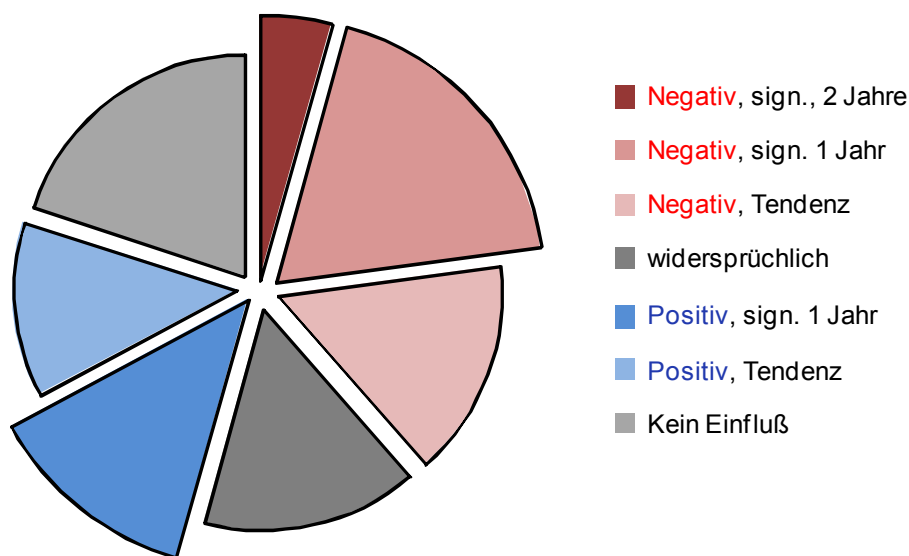


Abb. 188: Relative Häufigkeit aller untersuchten Bodentierarten hinsichtlich ihrer Zugehörigkeit zu den Kategorien: kein anthropogener Einfluss, negativer Einfluss, positiver Einfluss oder widersprüchlicher Einfluss; „sign.“ = statistisch signifikanter Effekt in entweder einem oder beiden Untersuchungsjahr(en); „Tendenz“ = Arten, die eine statistisch nicht-signifikante Tendenz in Richtung reduzierter (negativ) oder erhöhter (positiv) Individuenzahlen in anthropogen beeinflussten Arealen zeigen; „widersprüchlich“ = Arten, die in einem der beiden Untersuchungsjahre eine positive im anderen eine negative Reaktion zeigen.

Wenn man alle Bodentiergruppen zusammen betrachtet, dann zeigen über 35 % der Arten, die in ausreichend großen Populationen für die statistische Überprüfung vorliegen, entweder eine positive oder negative Reaktion auf die menschliche Begehung. Wenn man diejenigen Arten hinzu nimmt, die zwar statistisch nicht-signifikant, so doch immerhin einen Trend für eine anthropogene Beeinflussung zeigen, dann sind fast 2/3 aller festgestellten Arten entweder positiv oder negativ beeinflusst (Abb. 188). Auch wenn dies nicht eingehender betrachtet wurde, so kann man doch größere Populationsänderungen innerhalb einer Art als Hinweis auf eine Veränderung der Nahrungsnetzstruktur in Arealen unter anthropogenem Einfluss ansehen. Dies kann wiederum die biotischen Wechselwirkungen innerhalb der Bodentiergemeinschaften beeinflussen. Biotische Wechselwirkungen gelten als wichtige Faktoren, die das Vorkommen der Arten innerhalb der artenarmen Bodentiergemeinschaften der Antarktis bestimmen (s. aber Hogg et al. 2006). Da diese artenarmen Gemeinschaften kaum

funktionelle Redundanz aufweisen, wie sie z. B. für Lebensräumen in gemäßigten Klimazonen charakteristisch sind, kann die konstante Einwirkung des Tourismus und von Forschergruppen insgesamt zu größeren Veränderungen bei den Ökosystemfunktionen der Bodenlebewesen führen (vgl. Adams et al. 2006, Barrett et al. 2006, 2008; Wall et al. 2006). Solche Veränderungen der Funktionalität des Boden-Nahrungsnetzes könnten für die antarktischen Landökosysteme von weitaus größerer Bedeutung sein als die hier belegten Reduktionen der Gesamtdichten und Artenzahlen.

4.2.2 Einfluss auf die β -Diversität der Antarktischen Bodenfauna

Eine zweite Hypothese der vorliegenden Untersuchung ist die mögliche Homogenisierung der Populationen durch den Tourismus. Eine mögliche Ursache für eine Homogenisierung ist der Transfer von Arten von einer Lokation zu einer anderen (regional reduzierte β -Diversität). Bei den Populationen, die in der vorliegenden Studie untersucht wurden, gab es keinen Hinweis auf eine Homogenisierung der Populationen. Die meisten hier berichteten Arten, z. B. innerhalb der Tardigrada *Acutuncus antarcticus*, *Macrobiotus* cf. *furciger*, *Diphascion* cf. *pingue* und *Hypsibius* cf. *dujardini*, sind vergleichsweise ubiquitär in der maritimen Antarktis zu finden (z. B. Jennings 1976). Ihre Populationsdynamiken und -zusammensetzungen sind abhängig von der Verfügbarkeit von Vegetation und Wasser. Andere Arten wurden weniger häufig beobachtet oder sie wurden gänzlich übersehen, weil der Sammelschwerpunkt eher auf Moos- und Flechtenpolstern als auf Bodenproben lag. Deshalb existieren bislang keine Kenntnisse über einen anthropogenen Transport von Arten. Tardigradenarten wie *Echiniscus meridionalis* und *Hexapodibius boothi* sind nach wie vor auf ihren Locus typus beschränkt, was wiederum auf einen nur beschränkten oder vernachlässigbaren Transport zwischen den Inseln schließen lässt. Ähnliches gilt auch für Arten der anderen Bodentiergruppen. Besonders die Mikroarthropodenarten sind weit verbreitet in der maritimen Antarktis, so dass in der vorliegenden Untersuchung keine Veränderungen bei der geographischen Verteilung beobachtet werden konnte. Das Auffinden einer anthropogenen Beförderung von Arten zwischen verschiedenen Lokationen wird darüber hinaus durch die hohe Variabilität erschwert, mit der viele Arten selbst an Orten mit ähnlichen Lebensraumcharakteristika vorkommen (z. B. Gressitt 1967, Tilbrook 1967b, Ohyama & Hiruta 1995). Diese Variabilität war auch in der vorliegenden Untersuchung festzustellen.

In Lebensräumen, die viele verschiedene Mikrohabitate aufweisen, kann die Artenzusammensetzung zwischen verschiedenen Mikrohabitaten unterschiedlich sein. Diese kleinräumige Unterschiedlichkeit zwischen den verschiedenen Arealen ist eine der Hauptquellen der Biodiversität (lokale β -Diversität). Eine Reihe von Untersuchungen haben für die antarktische Bodenfauna eine sehr hohe räumliche Heterogenität festgestellt, oft lagen hoch entwickelte Gemeinschaften neben Arealen, in denen kein einziges Bodentier lebte (Ohyama 1978, Richard et al. 1994, Stevens & Hogg 2002, Adams et al. 2006, Caruso & Bargagli 2007, Simmons et al. 2009). Ein hoher lokaler Arten turnover und eine diskontinuierliche Verteilung der antarktischen Fauna findet sich darüber hinaus häufig an Stellen, wo neben besiedelten Bodenproben auch solche ohne Bodenfauna vorkommen. Letztere können hier 25 bis 50% der Gesamtproben ausmachen (Wise et al. 1964, Sohlenius et al. 1995, Adams et al. 2006). Eine weitere Quelle der antarktischen β -Diversität sind die oft sehr hohen Individuenzahlen, die auf Aggregationen an einzelnen Punkten innerhalb einer Lokation beruhen (Usher & Booth 1984, Sohlenius et al. 1995, Convey & Quintana 1997, Convey & Smith 1997).

Es ist denkbar, dass Touristen Bodensubstrat im Profil ihrer Gummistiefel oder in der Ausrüstung transportieren und darin auch Bodentiere von Mikrohabitat zu Mikrohabitat transportieren und so zur Vergrößerung des lokalen Verbreitungsareals beitragen und somit die Biodiversität der lokalen Mikrohabitate verändern. Über häufige Funde von Organismen in der Kleidung, im Gepäck usw. von Menschen wurden in einer Reihe von antarktischen Studien berichtet (Hughes & Convey 2010, Hughes et al. 2010, 2011, McNeill et al. 2011). Nimmt man einen solchen anthropogen verursachten Transport an, würde man in anthropogen beeinflussten Arealen (im Vergleich zu den Unbeeinflussten) geringere Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den verschiedenen Arealen erwarten (geringere β -Diversität). Die statistische Auswertung konnte diese Hypothese nicht generell bestätigen. Für keine der untersuchten Bodentiergruppen konnte eine einheitliche Tendenz zu höherem Artenturnover in den unbeeinflussten Arealen festgestellt werden. Das könnte darin begründet sein, dass Menschen Arten innerhalb einer Lokation schlicht und einfach nicht verbreiten. Andererseits könnte es auch daran liegen, dass die Substrate, die innerhalb einer Lokation untersucht wurden, generell sehr ähnlich waren, und somit auch die untersuchten Mikrohabitate einfach nicht unterschiedlich genug waren, um überhaupt einen hohen Artenturnover aufzuweisen. Eine weitere Schwierigkeit bei der Auffindung von Unterschieden in der β -Diversität liegt in der hohen zeitlichen Variabilität, die die Bodenfauna innerhalb ein und derselben Probe aufweist (u. a. Goddard 1979a, Ayres et al. 2007). So könnte es sein, dass Unterschiede, die möglicherweise für die β -Diversität bestehen, in den beiden Untersuchungsjahren einfach nicht detektierbar waren. Immerhin gab es einzelne Bodentiergruppen (z. B. Actinedida und Tardigrada), die tatsächlich eine statistisch signifikante Wechselwirkung zwischen anthropogenem Einfluss und Lokation aufwiesen. Darüber hinaus deutete die CAP-Analyse – wenn auch statistisch nicht signifikant – auf wenige Veränderungen in der Artenzusammensetzung der anthropogen beeinflussten Areale hin. Insgesamt bedeutet dies, dass eine Verringerung der β -Diversität für diese Tiergruppen in manchen Lokationen bestätigt werden konnte. Bei der Untersuchung bestimmter Lokationen konnte für die Actinedida und Tardigrada eine Reduktion der β -Diversität in den anthropogen beeinflussten Arealen bei etwa 40 % der Lokationen festgestellt werden. Die Höhe dieses Prozentsatzes deutet auf eine gewisse Signifikanz und auf anthropogene Ursachen hin. Es gab keinen Hinweis auf einen zwischen den Lokationen einheitlichen Faktor, wie Bodentyp, Vegetation oder dort lebende Wirbeltiere, der als Ursache für verringerte β -Diversität verantwortlich sein könnte. Deshalb konnten die Gründe nicht ermittelt werden, warum der anthropogene Einfluss auf die β -Diversität in manchen Lokationen vorlag und in anderen nicht. Es gibt also Hinweise auf eine anthropogen induzierte Verringerung der β -Diversität, auch wenn sich diese nicht über alle Lokationen oder alle Tiergruppen erstreckt. Bemerkenswert eingeschränkt ist die β -Diversität unter den Bodentieren in einigen Lokationen mit hohen Pinguin- oder Robbendichten. Es war zu erwarten, dass die Pinguine und Robben, die ständig zwischen Meer und Land hin und her wandern, die β -Diversität der Bodenfauna beeinflussen, indem sie die Bodenfaunen homogenisieren. Bei diesen Lokationen beeinflussten die Menschen die β -Diversität noch zusätzlich.

Auch wenn sie weder über die Tiergruppen noch über die Jahre oder Lokationen einheitlich waren, so zeigt die Summe der Ergebnisse, die hier beschrieben wurden, doch wichtige Veränderungen auf, die auf einen menschlichen Einfluss zurückgehen. Es gibt Anhaltspunkte für beunruhigende Auswirkungen auf die Biodiversität der Bodenfauna in der gesamten maritimen Antarktis. Hierbei überrascht nicht, dass die Ergebnisse etwas uneinheitlich sind. Die

Lokationen, die untersucht wurden, waren einem menschlichen Einfluss über viele Jahre, wenn nicht über Jahrzehnte, ausgesetzt. Darüber hinaus werden viele der Lokationen während des antarktischen Sommers auch von großen Pinguin- und Robbenkolonien heimgesucht, die ebenfalls einen großen Einfluss auf die Böden und die Bodenfauna haben. Alle anthropogenen Auswirkungen, die hier beschrieben wurden, sind also stärker bei den intensiver besuchten Anlandestellen und liegen deutlich über denen, die durch Wildtiere verursacht sind. Trotz der teilweise uneinheitlichen Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigt dies, wie stark der menschliche Einfluss auf die antarktische Bodenfauna tatsächlich ist, und dass eine Besorgnis hinsichtlich größerer, negativer Veränderungen in den häufig von Touristen und Forschern besuchten Gegenden berechtigt ist.

4.2.3 Die Einführung nicht-heimischer Arten

Die antarktischen Ökosysteme sind vielerorts durch die Einschleppung fremder Arten gefährdet. Die natürliche Artenarmut antarktischer Lebensgemeinschaften, die vermutlich eine ungesättigte Artenzusammensetzung aufweisen, macht diese besonders verletzlich für neu eingeschleppte Arten. Ein besonders spektakuläres Beispiel für die Einschleppung von Bodentieren stellt die Einführung von fremden Chironomiden- (Diptera) und Enchytraeiden-Arten nach Signy Island dar, die 1960 im Zusammenhang mit dort durchgeführten Experimenten stattfand. Die Arten haben sich seither auf der Insel etabliert, ihre Populationen sind gewachsen und die Chironomiden Art *E. murphyi* scheint ihre Verbreitung aktiv ausgeweitet zu haben (Burn 1982, Block 1984a, Hughes et al. 2010). Der Mangel an funktioneller Redundanz in den antarktischen Bodentiergemeinschaften vergrößert die Gefahr noch, dass eingeführte Arten das fragile Ökosystem irreversibel verändern (Hughes et al. 2010, Greenslade & Convey 2012). So vermuten Slabber & Chown (2002) zum Beispiel, dass die Einschleppung der nicht-heimischen Asselart *P. scabor* auf die subantarktische Marion Island die Dekompositionsprozesse im Boden dramatisch verändern wird.

Hughes et al. (2010) unterscheiden drei verschiedene Verbreitungstypen: (1) endemische Arten, die auf die Antarktis oder auf spezifische antarktische Regionen beschränkt sind (vermutlich vorglaziale Relikte), (2) einheimische antarktische Arten, die die Antarktis sehr wahrscheinlich nach der Vereisung kolonisierten und eine kosmopolitische Verbreitung aufweisen und (3) für gewöhnlich vom Menschen eingeführte nicht-heimische Arten. Greenslade & Convey (2012) haben diese Kategorien weiter ausgeführt und unterscheiden zwischen "endemischen", "einheimischen" und "naturalisierten" Arten, wobei die Letzteren nach ihrer Einführung reproduzierende Populationen gründen konnten. Sie differenzieren darüber hinaus zwischen „fremden“ (in der Antarktis nicht-heimischen) Arten, (oft von Menschen) „eingeführten“ Arten und Arten, die sich aktiv über den Ort der Einschleppung hinaus ausbreiten. Bis heute haben sich nachweislich fünf nicht-heimische Arten mit Populationen in der maritimen Antarktis etabliert (1 Chironomiden-, 1 Enchytraeiden- und 3 *Poa* Arten). Darüber hinaus gibt es Hinweise, dass weitere Taxa erfolgreich terrestrische Habitate in der maritimen und kontinentalen Antarktis kolonisierten (Hughes et al. 2010, Chown et al. 2012). Die vorliegende Studie bestätigt die Feststellung eingeführter, nicht-heimischer Arten und deren erfolgreiche Etablierung in den untersuchten Gebieten.

Zwischen der subantarktischen und maritimen Antarktis (südlich der Antarktischen Konvergenz) fallen Diversität und Artenreichtum der Wirbellosenfauna abrupt ab. Man nimmt an, dass hierfür Kolonisierungsbarrieren für z. B. subantarktische Arten verantwortlich sind

(Block 1984a). Nach (Hughes et al. 2010) sind diese v. a. (1) Transport- oder Einwanderungsbarrieren, die aufgrund der Isolation der antarktischen Lebensräume bestehen, (2) Etablierungsbarrieren aufgrund der extremen Umweltbedingungen, die ein Überleben einwandernder Arten unmöglich machen (im Rahmen der gegenwärtigen klimatischen Veränderungen ist zu erwarten, dass diese Barriere gemindert wird (Convey 2006)), (3) Invasionsbarrieren, die das Ausbreiten von überlebenden nicht-heimischen Arten verhindern, und schließlich (4) eine Transformationsbarriere, die verhindert, dass sich Ökosysteme aufgrund von solchen Invasionen verändern. Viele dieser Barrieren bestehen aufgrund des Mangels an Energie- und Nährstoffquellen in antarktischen Ökosystemen und fungieren somit als Filter für Besiedelung, Etablierung und Entwicklung nicht-heimischer Arten (Ellis-Evans & Walton 1990). Trotz dieser vielfältigen Barrieren ist die Anzahl der Fälle erfolgreicher Besiedlung (sub)antarktischer Lebensräume durch Artenübertritte aus nördlichen Regionen in den letzten Jahren gestiegen (Convey & Stevens 2007). So geht Pugh (1994) davon aus, dass 70 der 520 in der Antarktis und Subantarktis vorkommenden Milbenarten vermutlich aus anderen Kontinenten, insbesondere aus Australien, Südamerika und Europa stammen.

Die entscheidende Limitierung dieser Kolonisierungserfolge durch Wirbellose wird in der geographischen Isolation der antarktischen Lebensräume vermutet (Block 1984a). Vielfältige Mechanismen der natürlichen Verbreitung von Arten in die abgeschiedenen antarktischen Lebensräume sind in diesem Zusammenhang diskutiert worden: Windverbreitung, Transport in den Federn oder an den Füßen von Vögeln und das „Segeln“ auf Holz oder anderen schwimmenden Naturstoffen in Meeresströmungen (Gressitt & Yoshimoto 1963, Ellis-Evans & Walton 1990, Pugh 1994, Marshall & Pugh 1996, Hogg & Stevens 2002, Hughes & Convey 2012).

In einer Reihe von Untersuchungen wurde Windverbreitung über kurze Strecken zwischen antarktischen Lebensräumen nachgewiesen oder als einzig möglicher Verbreitungsmechanismus postuliert, unter anderem bei der Besiedlung von Gletschern oder isolierten Nunataks (z. B. Gressitt 1967, Tilbrook 1967b, Hawes et al. (2007), Block 1979). Für viele Gebiete gilt eine Verbreitung über den Wind in die antarktischen Lebensräume aber als unwahrscheinlich oder extrem seltenes Ereignis, da die trockene Luft zu einer Austrocknung der Tiere führen würde, wogegen die meisten im Boden lebenden Wirbellosen sehr empfindlich sind (Gressitt & Yoshimoto 1963, Schatz 1991, Pugh 1994, Marshall & Pugh 1996). Eine mögliche, wenn auch seltene Ausnahme, könnten große Sturmereignisse mit ungewöhnlichen Windgeschwindigkeiten und -richtungen darstellen, die dann große Mengen biologischen Materials transportieren und in nur acht Tagen das südliche Südamerika, die subantarktischen Inseln und große Teile des antarktischen Kontinents passieren können (Gressitt & Yoshimoto 1963, Ellis-Evans & Walton 1990).

Obwohl es nur wenige Nachweise für eine Beförderungen von Boden-Wirbellosen durch Seevögel gibt (Gressitt & Yoshimoto 1963, siehe aber Strong 1967), sehen viele Autoren darin eine weitere ernstzunehmende Option, vor allem für flutungsintolerante Milben (z. B. Actinedida) oder im am nächsten liegenden, nördlichsten Teil der maritimen Antarktis (z. B. den Südlichen Sandwichinseln) (Pugh 1994, Convey et al. 2000a). Darüber hinaus gibt es zwei weitere Mechanismen für den Transport von Wirbellosen durch Wirbeltiere: Parasitismus und Phoresie (= aktiv durch andere Tiere transportieren lassen). Aus der Antarktis und Subantarktis sind vor allem Parasiten bekannt, die die Nasalbereiche von Robben und Vögeln befallen (Pugh 1997) und manchmal als Auswurf kurzfristig freigesetzt werden. Diese könnten für die

Einschleppung der sporadisch erfassten Individuen von *Lorryia* s. l. (Actinedida) verantwortlich sein, die sich ausnahmsweise und nur für kurze Zeit im Boden befinden. Phoresie ist aus antarktischen Lebensräumen ebenfalls wenig bekannt, und wurde lediglich für Arten der Familie Tarsonemidae (Actinedida) in Betracht gezogen (Pugh 1997). Eine solche Verbreitung durch Vögel könnte entsprechend die Quelle für die sporadisch auftretenden Vertreter der Tarsonemidae darstellen, die in der vorliegenden Untersuchung verschiedentlich in der Nähe von Pinguinkolonien angetroffen wurden.

Treibholztransporte („Segeln“) als Möglichkeit einer Besiedlung ist nach Meinung von Gressitt & Yoshimoto (1963) und Pugh (1994) als eher unwahrscheinlich anzusehen, da sich Salzwasser auf fast alle Wirbellose stark nachteilig auswirkt. Dieser Transportweg wurde jedoch experimentell untersucht und als echte Möglichkeit befunden (Strong 1967: die Vertreter von *Alaskozetes* (Oribatida) konnten im Versuch mehr als 50 Tage überleben; darüber hinaus wurden lebende Hornmilben im Treibholz an Stränden gefunden (Schatz 1991). Treibholztransporte sind entsprechend also mögliche Verbreitungsmechanismen z. B. für wassertolerante Milben wie Gamasina und Oribatida (Convey et al. 2000a). Convey et al. (2000a) sehen darin eine Erklärung für die nahe Verwandtschaft zwischen der Milbenfauna der Südlichen Sandwichinseln und Südgeorgien, den Südlichen Orkneyinseln usw. Weiträumige Verbreitung durch „Segeln“ bis in südlicheren Gegenden ist trotzdem unwahrscheinlich, da die Zirkumpolarströmungen als ein isolierender Mechanismus wirken.

Auch wenn diese natürlichen Verbreitungswege tatsächlich möglich oder sogar wahrscheinlich sind, so sind sie wohl auf kurze Distanzen begrenzt. Der Mensch stellt vermutlich den effektivsten Verbreitungsvektoren für nicht-heimische Arten in die Subantarktis und Antarktis dar (Block 1984a, Pugh 1994, 1997, Frenot et al 2005, Greenslade & Convey 2012). Am häufigsten werden fremde Arten in die Antarktis über lebende oder tote Organismen eingeschleppt, z. B. mittels eingeführter Nahrungsmittel, Haustiere und Pflanzen oder Schiffsladung (Gressitt & Yoshimoto 1963, Schatz 1991, Pugh 1994, Greenslade & Convey 2012, Hughes et al. 2010). Vertreter verschiedener taxonomischer Gruppen können auch leicht mit Bodenpartikeln eingeführt werden, die z. B. an Pflanzenwurzeln oder Transportfahrzeugen anhaften (Pugh 1994). So untersuchten Hughes et al. (2010) die Fahrzeuge, die zu einer Forschungsstation gebracht wurden, und fanden an diesen anhaftend über 100 kg Boden, der wiederum Tausende von Samen, Bakterien, Pilzen und zahlreiche Wirbellose, darunter 11 fremde Nematodenarten, enthielt. Die zunehmende Zahl von Touristen in der Antarktis birgt darüber hinaus die Gefahr weiterer Einschleppung nicht-heimischer Arten im Gepäck und in der Kleidung (Whinam et al. 2005, Hughes & Convey 2010, Hughes et al. 2010, 2011, McNeill et al. 2011, Hughes & Convey 2012). Trotz der großen Zahl an Touristen liegt die größte Gefahr der Einschleppung fremder Arten wohl bei den Forschern und Stationsmitgliedern sowie dem die Touristen begleitendem Expeditionspersonal (Chown et al. 2012). Denn die Mehrheit dieser Personen hatte zuvor andere kalte Klimazonen bereist und damit steigt das Risiko, dass sie nicht-heimische Arten transportieren, die in der Lage sind, die extremen antarktischen Bedingungen zu überleben. So nehmen Greenslade & Convey (2012) an, dass der Anstieg der in letzter Zeit nachgewiesenen, nicht-heimischen Arten nicht etwa einen Artefakt darstellt, sondern dem Anstieg menschlicher Aktivitäten in der Antarktis geschuldet ist.

Da Menschen die bedeutendsten Vektoren für die Einschleppung nicht-heimischer Arten darstellen, sind diese Arten in der Antarktis rund um menschliche Stationen zu finden (Rounsevell 1978, Vogel & Nicolai 1983, Block 1984a, Pugh 1994, Greenslade & Convey 2012),

wenngleich manche Arten in zunehmendem Maße eine darüber hinaus gehende Verbreitung aufweisen, vor allem auf den subantarktischen Inseln. Da es sich sowohl in der Vergangenheit als auch in der Gegenwart bei vielen Besuchern und Forschern der Antarktis um Europäer handelt, ist es nicht verwunderlich, dass die meisten bislang nachgewiesenen, nicht-heimischen Arten entweder europäischen Ursprungs oder Kosmopoliten mit einem großen ökologischen Verbreitungsgebiet sind (Gressitt & Yoshimoto 1963, Crafford 1986, Pugh 1994, Frenot et al 2005, Greenslade & Convey 2012).

Wenn die Verbreitungsbarriere überwunden ist, muss die nicht-heimische Art erfolgreich reproduzierende Populationen etablieren, bevor sie zu einer Bedrohung der antarktischen Ökosysteme werden kann. Mit anderen Worten, die Etablierungsbarriere muss überwunden werden. So berichten u. a. Convey et al. (2000a), dass subantarktische Arten häufig auf den Südlichen Sandwichinseln ankommen, dort aber keine reproduzierenden Populationen gründen können (mit der Ausnahme von *Cryptopygus caecus*). Für eine erfolgreiche Kolonisierung müssen verschiedene Voraussetzungen erfüllt sein: z. B. ein passendes Mikrohabitat, physiologische Anpassungen und eine erfolgreiche Reproduktionsstrategie (Ellis-Evans & Walton 1990, Greenslade & Convey 2012). Die in diesem Zusammenhang am häufigsten genannte physiologische Anpassung ist die Kältetoleranz (Burn 1982, Block 1984a, Ellis-Evans & Walton 1990, Pugh 1997, Hughes et al. 2010, Chown et al. 2012). Genauso wichtig sind aber auch spezifische Charakteristika, die das Leben der Tiere betreffen, z. B. die Fähigkeit, den Lebenszyklus unter antarktischen Bedingungen zu vollenden (Block 1984a), z.B. durch eine Verlängerung des Larven- oder Nymphenstadiums (Crafford 1986, Pugh 1994, Frenot et al 2005). Obgleich sich die meisten heimischen Arten sexuell fortpflanzen, ist eine der entscheidendsten Eigenschaften der nicht-heimischen Arten in der Antarktis die Fähigkeit zur parthenogenetischen Reproduktion (Crafford 1986, Ellis-Evans & Walton 1990, Frenot et al 2005, Greenslade & Convey 2012). Die meisten dort etablierten nicht-heimischen Arten zeigen diese physiologische Anpassung. Es handelt sich dabei offenbar um eine für die erfolgreiche Besiedlung notwendige Präadaptation (Block 1984a, Crafford 1986, Ellis-Evans & Walton 1990, Pugh 1994, Hughes et al. 2010).

Eine weitere Voraussetzung zur Überwindung der Etablierungsbarriere ist das Vorhandensein besonderer Habitatcharakteristika. Absolut entscheidend für die Bodenfauna sind eisfreie Bereiche und Perioden mit günstigen Witterungsbedingungen (Ellis-Evans & Walton 1990, Hughes et al. 2010). Diese fallen in der untersuchten Region oft mit den Gebieten und Zeiten größter menschlicher Aktivität zusammen, so dass die von Menschen eingeschleppten fremden Arten für gewöhnlich zu den für sie günstigsten Orten gebracht werden. Das größte Risiko für eine Besiedlung durch fremde Arten trägt daher der westliche Teil der Antarktischen Halbinsel, der das mildeste Klima, den größten Anteil eisfreier Bereiche und die größte touristische Nutzung aufweist (Chown et al. 2012). Weitere Faktoren sind die Verfügbarkeit freier ökologischer Nischen sowie das Vorkommen möglichst weniger Konkurrenten und Fressfeinde (Ellis-Evans & Walton 1990, Schatz 1991, Frenot et al 2005). Darüber hinaus wichtig sind die Verfügbarkeit von Nahrung und feuchten Böden (Ellis-Evans & Walton 1990, Frenot et al 2005, Caruso & Bargagli 2007, Greenslade & Convey 2012). Selbst die relativ unbewachsenen Mineralböden der antarktischen Lebensräume beinhalten substantielle Mengen biologisch-verfügbaren organischen Materials, das von Mikroorganismen umgesetzt den Einzellern und Wirbellosen als Nahrungsgrundlage dient. Ein entscheidender Faktor für das Vorkommen nicht-heimischer Arten in der Antarktis ist die Verfügbarkeit offener oder gestörter Böden,

deren grobe Textur die Primärbesiedlung fördert (Ellis-Evans & Walton 1990, Chown et al. 2012, Greenslade & Convey 2012).

Bei der Bewertung der Frage, ob es sich bei einer zuvor nicht festgestellten Art um eine nicht-heimische Art handelt oder nicht, sind alle oben aufgeführten Faktoren zu berücksichtigen. Hughes & Convey (2012) geben eine Reihe von Kriterien an, die für solche Einschätzungen eine Rolle spielen, darunter fossile und historische Nachweise, Habitatcharakteristika, geographische Verbreitung der Art, Häufigkeit der bekannten Neuansiedlungen, genetische Diversität, Reproduktionsmuster sowie mögliche Einschleppungswege. Die vorliegende Untersuchung konnte nicht alle Daten liefern, die für eine Evaluierung all dieser Kriterien notwendig gewesen wären. So war die Einschätzung einer bisher nicht festgestellten Art als nicht-heimisch auf die folgenden Kriterien beschränkt:

- bisher aus antarktischen Lebensräumen nicht bekannt
- bekannt als Kosmopolit oder aus Europa (Taxa aus Südafrika, Südamerika oder Australien wurden nicht gefunden) und
- Lebenszyklus oder Habitatcharakteristika, z. B. Parthenogenese oder höchste Dichten in offenen Böden (z. B. ohne Vegetationsdecke).

In der vorliegenden Studie gab es keinen direkten Beweis dafür, dass eine Art durch den Menschen eingeschleppt wurde. Daher werden nicht-heimische Arten nur als *möglicherweise* eingeführt angesehen, wenn sie in einem Bereich mit hoher anthropogener Aktivität angetroffen wurden.

Ogleich in der vorliegenden Studie viele nie zuvor nachgewiesene Taxa festgestellt wurden, können nur wenige davon nach den oben angeführten Kriterien als nicht-heimisch oder potenziell eingeführt angesehen werden. Dies gilt besonders für die Nematoda und Tardigrada. Etwa 85 % der aus der Antarktis bisher bekannten Nematodenarten gelten als endemisch. Potenziell eingeschleppte Arten sind in den restlichen 15 % zu suchen. Diese insgesamt acht aus der Antarktis bekannten Arten, die eine breitere, bisweilen kosmopolitische Verbreitung zeigen, sind: *Eumonhystera vulgaris*, *Geomonhystera villosa*, *Ceratoplectus armatus*, *Coomansus gerlachei*, *Pratylenchus andinus*, *Tylenchorhynchus maximus*, *Aglenchus agricola* und *Paratylenchus nanus* (Maslen & Convey 2006, Ryss, Boström & Sohlenius 2005). Die ersten vier Genannten wurden auch in der vorliegenden Untersuchung festgestellt. Desweiteren wurden mit *Aporcelaimellus* cf. *obtusicaudatus*, *Cervidellus* cf. *vexilliger*, *Pelodera* cf. *strongyloides*, *Pellioditis* cf. *marina* und *Rhomborhabditis* cf. *teres* in der vorliegenden Studie Arten zum ersten Mal aus der Antarktis gemeldet, die weiteren kosmopolitisch verbreiteten Arten morphologisch sehr ähnlich sind. Es bleibt offen, ob es sich bei den Funden der vorliegenden Untersuchung tatsächlich um diese weit verbreiteten Arten oder aber um morphologisch ähnliche, verwandte Arten handelt, die durchaus eine auf die Antarktis begrenzte Verbreitung aufweisen können. Diese Frage zu beantworten, sollten zukünftige vergleichende Untersuchungen, bestenfalls im Zusammenhang mit molekularbiologischen Analysen, zum Ziel haben.

Für diejenigen Nematodenarten, die eine weltweite Verbreitung aufweisen und somit potenziell irgendwann die Antarktis kolonisiert haben (wenn sie nicht dort entstanden sind und von dort verbreitet wurden), sind die Einwanderungswege keinesfalls geklärt. Spaull (1973) berichtet, dass *Caenorhabditis* sp. und andere Vertreter der „Rhabditiden“ aus getrocknetem

Schlamm an den Füßen von Vögeln (Seidenschnäbeln) gewaschen wurden, die so offensichtlich für Nematoden als Transportmittel zwischen Patagonien und der Antarktis wirken können. Unter den erstmalig aus der Antarktis nachgewiesenen Nematodenarten der vorliegenden Untersuchung sind drei Arten, *Pelodera* cf. *strongyloides*, *Pellioditis* cf. *marina* und *Rhomborhabditis* cf. *teres*, die ebenfalls zur Gruppe der „Rhabditiden“ zählen. Es handelt sich hierbei um Bakterienfresser, die bei hohem Nahrungsangebot in wenigen Wochen große Populationen aufbauen können, wie sie beispielsweise in den ornithogenen Böden von Paulet Island zu finden waren, während sie bei widrigen Lebensbedingungen oder zur Neige gehendem Nahrungsangebot in inaktive Stadien (Zysten, Dauerjuvenile oder kryptobiotische Formen) übergehen. Auf diese Weise überdauern sie nicht nur widrige Zeiten, sondern sind auch bestens geschützt auf Reisen, ob im Gefieder von Vögeln oder in den Profilen von Gummistiefeln.

Auch während einer Windverdriftung innerhalb der Antarktis können Überdauerungsstadien als Überlebensstrategie eine Rolle spielen, wenn es darum geht, niedrige Temperaturen und geringe Luftfeuchtigkeit über lange Strecken und in großen Höhen zu überdauern. Nkomo et al. (2006) untersuchten Windverdriftung als Verbreitungsmodus antarktischer Nematodenarten und in ihren Analysen der antarktischen „Luftfracht“ fanden sie dreimal mehr immobile als aktive Nematoden. Die Einwanderung von südafrikanischen oder südamerikanischen Nematoden über Windverdriftung oder Insekten hält Spaull (1973) dagegen für unwahrscheinlich, da die um die Antarktis vorherrschenden circumpolaren Winde einen Nord-Süd-Verkehr mit Windströmungen von Südamerika oder -afrika in die Antarktis in der Regel nicht zulassen (mit Ausnahme von starken Stürmen, s. oben). Für solche und auch kleinräumigere Verbreitungsbarrieren sprechen auch die sehr unterschiedlich zusammengesetzten Nematodenzönosen auf verschiedenen Inseln, die selbst bei gleichem oder ähnlichem Vegetationstyp festzustellen sind.

Hinsichtlich der Tardigraden gibt es keinen Hinweis auf solche Einschleppungen. Die statistische Überprüfung konnte nicht abschließend zeigen, dass der Tourismus einen signifikanten Einfluss auf die Tardigradengemeinschaften hat, z. B. über einen Transport von Arten, und es hat bisher nur Spekulationen zu diesem Thema gegeben. Auch fehlen Untersuchungen, mit denen die Daten der vorliegenden Studie verglichen werden können. Alle Tardigraden, die in der vorliegenden Studie determiniert wurden, sind antarktische Arten, die meisten kommen sogar ausschließlich (endemisch) in der maritimen Antarktis und einige sogar mit kleinräumiger Verbreitung vor. Nur eine Art, *Calohypsibius* sp. (zuvor als *Calohypsibius* cf. *ornatus* geführt), war bis heute nur vom Fundort Südgeorgien bekannt. Wenn auch in sehr geringen Zahlen, so kam diese Art doch in den anthropogen unbeeinflussten Standorten vor, so dass die Schlussfolgerung nahe liegt, dass dies eher unserem begrenzten Kenntnisstand zur tatsächlichen Verbreitung dieser Art als einer Einschleppung geschuldet ist. Die vorliegende Untersuchung erbrachte darüber hinaus auch Nachweise mehrerer potenziell neuer Arten (z. B. *Isohypsibius* sp., *Diphascon* (*Adropion*) sp.). Da aber die bisherige Analyse nahelegt, dass es sich dabei nicht um bereits bekannte Arten handelt, weist alles eher auf einheimische Arten als auf eine Einschleppung nicht-heimischer Arten in die maritime Antarktis hin.

Bei der Mesofauna konnte keine Art der Gamasina oder Oribatiden entdecken werden, die als nicht-heimisch verdächtig ist. Diese Schlussfolgerung kann allerdings nicht für die nicht sicher auf Artniveau bestimmten Funde der Oribatida gelten (*Brachychochthonius* sp. und *Liochthonius* cf. *mollis*). Die Einschleppung gebietsfremder Oribatiden in den antarktischen

Raum ist aber durchaus möglich und in der Literatur beschrieben. Pugh (1994) listet sieben Arten europäischen und südamerikanischen Ursprungs auf, die sehr wahrscheinlich neozoisch sind; sechs davon von einer subantarktischen, eine von einer antarktischen Lokalität (*Gressitoppia pepitensis* (Hammer 1962) auf Greenwich Island, Südliche Shetlandinseln). Als Vektoren vermutet der Autor landwirtschaftliche Produkte, auf importierten Pflanzen anhaftende Erde und Blätter sowie die Borke von Bauholz.

In der vorliegenden Studie wurde ein überzeugender Nachweis für nicht-heimische Arten auf der Grundlage der oben angeführten Kriterien also lediglich für die Collembola und Actinedida erbracht. Innerhalb dieser beiden Großgruppen wurde die höchste Anzahl nicht-heimischer Arten auf Deception Island nachgewiesen. Wo bisher keine nicht-heimische Art dieser beiden Tiergruppen bekannt war, identifizierte die vorliegende Untersuchung vier potenziell eingeführte Arten ohne bisherigen Nachweis aus der Antarktis: *Alicorhagia* sp., *Coccotydaeolus krantzii*, *Speleorchestes* sp. und *Terpnacarus glebulentus*. Die genannten Arten sind aus unterschiedlichen Gebieten von verschiedenen Kontinenten bekannt (Verbreitung s. Ergebnisteil) und gelten daher also kosmopolitisch. Im Gegensatz zu allen in der Antarktis heimischen Arten kam *C. krantzii* darüber hinaus mit signifikant höheren Dichten in offenen Böden vor (z. B. ohne Vegetationsdecke). Diese beiden Kriterien untermauern die Einordnung als nicht-heimische Art.

Von Deception Island waren bisher vier nicht heimische Collembolenarten bekannt (*Hypogastrura viatica*, *Folsomia candida*, *Protaphorura fimata*, *Cryptopygus caecus*) (Greenslade & Wise 1984; Greenslade 2010). Das ist die höchste Anzahl nicht-heimischer Arten, die je aus der maritimen oder kontinentalen Antarktis gemeldet worden ist, übertroffen nur von einigen subantarktischen Inseln (Südgeorgien 4 Arten, Macquarie Island 11, Marion Island 5, Kerguelen Island 6, Crozet Island 3; Greenslade and Convey 2011). Im vorliegenden Projekt werden diesen vier Arten noch drei nicht-heimische Collembolenarten hinzu gefügt (inklusive der gleichzeitigen Aufsammlungen durch das British Antarctic Survey [BAS]): *Mesaphorura macrochaeta*, *Proisotoma minuta* und *Deuteraphorura cebennaria*. *M. macrochaeta* war in den Aufsammlungen des BAS aus der Nachbarschaft von Whaler's Bay nicht enthalten, was darauf schließen lässt, dass ihre Verbreitung innerhalb des Gebietes momentan lokal sehr eingeschränkt ist. *M. macrochaeta* besiedelt eine große Bandbreite von Lebensräumen, von Wäldern bis Ackerflächen und ist in temperierten Klimabereichen weit verbreitet. Sie kommt bis in hohe Breitengrade der Arktis vor (Fjellberg 1994; Babenko & Fjellberg 2006) und bis in sehr weit südlich gelegene Gebiete wie Macquarie Island und die Subantarktis (Greenslade 1992). In die Südhemisphäre wurde sie vermutlich mit Boden und Torfmoos eingeschleppt (Greenslade 2006). In den Bodenproben der vorliegenden Untersuchung kam *M. macrochaeta* in signifikant höheren Dichten in offenen Böden (z. B. ohne Vegetationsauflage) vor, was als Merkmal einer nicht-heimischen Art gewertet wird (s.o.). *P. minuta* wurde von einer erwärmten Stelle auf Caliente Hill (BAS) und mit einem einzelnen Individuum von einem touristisch begangenen Areal auf Whalers Bay aufgesammelt. Auch bei dieser Art handelt es sich um einen Kosmopoliten, der für gewöhnlich in Lebensräumen mit einem hohen Gehalt an organischem Material anzutreffen ist. *P. minuta* wird häufiger aus südlichen Gebieten inklusive der Tropen gemeldet (Potapov 2001) und gehört mittlerweile zur etablierten Fauna von Macquarie Island, wo es vermutlich zusammen mit *M. macrochaeta* in Torfmoos eingeschleppt wurde (Greenslade 2006). *D. cebennaria* kam nur in einer einzigen Probe einer *Polytrichum alpinum*-Ansammlung in Pendulum Cove vor. Dieses Gebiet war sehr stark von den 1968er

Beben in Mitleidenschaft gezogen worden (gestörte Böden!) und ist zudem ein häufig besuchter Anlandeort für Kreuzfahrttouristen.

Die vorliegende Untersuchung lässt also die Zahl der aus Deception Island bekannten Collembolenarten auf 14 anwachsen, darunter sind sieben nicht-heimische Arten (sofern man *Cryptopugus caecus* als nicht-heimisch ansieht), die somit nun 50 % der vorkommenden Arten ausmachen. Die hohe Anzahl nicht-heimischer Arten kann in erster Linie auf die durch die geothermale Aktivität warmen und feuchten Bedingungen zurückgeführt werden. Deception Island besteht aus einer aktiven Caldera, die letzten größeren Ausbrüche haben hier zwischen 1967 und 1970 stattgefunden (Baker et al. 1975). Die aktiv vulkanische Natur der Insel mit ihren vielen geothermal beeinflussten Lebensräumen (Smellie et al. 2002) sorgt für eine für die Antarktis außergewöhnliche terrestrische Lebewelt (Smith 2005a, b; Convey & Smith 2006). Die geothermal erwärmten Lebensräume, die in der maritimen Antarktis ausschließlich auf Deception Island und den Südlichen Sandwichinseln zu finden sind, beherbergen eine Reihe von einheimischen Pflanzen- und Wirbellosenarten, die andernorts in der Antarktis nicht vorkommen (Aptroot & van der Knaap 1993; Convey et al. 2000a; Convey & Smith 2006). Die Funde von Deception Island stimmen mit den Schlussfolgerungen von Gabriel et al. (2001) überein, dass die Wahrscheinlichkeit einer Invasion zumindest teilweise von der Temperatur abhängt. Im Gegensatz dazu fanden Terauds et al. (2011) bei verschiedenen Umweltbedingungen auf der subantarktischen Insel Macquarie keinen Unterschied bei der räumlichen Verteilung nicht-heimischer und indigener Arten, obgleich die Analyse die verschiedenen Lebensweisen und biogeographischen Ansprüche der heimischen Arten nicht berücksichtigte. Greenslade (2006) fand, dass Proben aus höheren Höhenlagen keine nicht-heimische Arten beinhalteten. Dagegen beinhalteten die küstennahen Bereiche alle nicht-heimischen Arten, die von der Insel bekannt sind. Die dort gefundenen nicht-heimischen Arten haben Ähnlichkeit mit bekannten Collembolenarten aus Südneuseeländischen Inseln weiter im Osten. Dies bestätigt zusammen mit dieser und früheren Untersuchungen, die nicht-heimische Arten vor allem im westlichen Teil der maritimen Antarktis fanden, dass Transportwege in erster Linie zu den küstennahen Bereichen führen.

Auch die lange Geschichte menschlicher Präsenz auf Deception Islands und das gegenwärtig hohe Niveau an Tourismus wird ebenfalls als Ursache für die Kolonisierung der Insel durch nicht-heimische Arten betrachtet (Downie et al. 2000). Gegenwärtig erfährt die Insel einer der höchsten Besucherraten durch Kreuzfahrtschiffe und Yachten in der gesamten Antarktis, obgleich nur eine begrenzte Zahl von Anlandestellen angefahren wird (z. B. Whalers Bay mit mehr als 16.000 Touristen in 2009–2010 [Lynch et al. 2010]). Fünf von sieben nicht-indigenen Collembolanarten (*Mesaphorura macrochaeta*, *Proisotoma minuta*, *Folsomia candida*, *Protaphorura fimata*, *Deuteraphorura cebennaria*) wurden ausschließlich aus Arealen gemeldet, die unter nennenswertem anthropogenen Einfluss standen. Sie wurden der Artengruppe mit dem höchsten Risiko einer weiteren (anthropogen begünstigten) Ausbreitung zugeordnet (Greenslade & Convey 2011). Da sie aber in der vorliegenden Untersuchung ausschließlich in den erwärmten Böden von Deception Island vorgefunden wurden und nicht in anderen Gebieten der maritimen Antarktis (s. unten), wird hier die Einordnung in eine Risikogruppe mit mäßig gefährdeter weiteren Ausbreitung vorgeschlagen.

Hypogastura viatica ist in der maritimen Antarktis eine der am besten bekannten nicht-heimischen Mikroarthropodenarten. Der Kosmopolit wurde zuerst aus Schweden beschrieben und kommt in Nordeuropa einschließlich der Arktis häufig vor (Fjellberg 1998). Auf der

Südhalbkugel (in der Antarktis und Subantarktis) gilt diese Art aufgrund ihrer unvorhersagbaren, örtlich hohen Dichten, ihrer Ausbreitung und Dominanz in verschiedenen inländischen Biotopen, ihrer Vorliebe für gestörte und organisch angereicherte Standorte sowie wegen ihrer kosmopolitischen Verbreitung als exotische Art (Wise 1967, Greenslade 2010, 2006, Convey et al. 1999). Zuerst wurde *H. viatica* von Hack (1949) aus Deception Island gemeldet, später von Wise (1971) aus der zwischen Deception Island und der Küste der Antarktischen Halbinsel gelegenen Tower Island. Greenslade (1995) konnte ihrer Verbreitung noch dies sehr viel weiter südlich, in der Nähe von Adelaide Island gelegene Leonie Island (ca. 67°36'S) hinzufügen. *H. viatica* wurde dagegen in der vorliegenden Untersuchung in fünf verschiedenen Orten gefunden, mit drei neuen Nachweisen von Halfmoon Island (Südliche Shetlandinseln), Neko Harbour an der Graham Coast und Devil Island, die alle regelmäßig von Touristen besucht werden. Die Art ist entsprechend nicht auf erwärmte Gebiete auf Deception Island beschränkt, sondern in der Region weit verbreitet. Von dieser Art abgesehen konnte in der vorliegenden Untersuchung keine weitere nicht-heimische Collembolenart in einer anderen maritim-antarktischen Lokation außerhalb Deception Islands nachgewiesen werden.

Tabelle 20: Populationsdichten potenziell nicht-heimischer Collembola- und Actiniedidaarten, die in den Lokationen der vorliegenden Untersuchung nachgewiesen wurden. Alle Werte in Individuen pro 100 cm³ Substrat. Arten, die mit einem * markiert sind, wurden zum ersten Mal aus der Antarktis gemeldet.

Location	Region	Collembola				Actiniedida (Acari)				Gesamtartenzahl
		<i>Hypogastrura viatica</i>	<i>Mesaphorura macrochaeta</i> *	<i>Cryptopygus caecus</i>	<i>Proisotoma minuta</i> *	<i>Speleorchestes</i> sp. *	<i>Alicorhagia</i> sp. *	<i>Coccotydaeus krantzii</i> *	<i>Terpnacarus glebulentus</i> *	
Arctowski Station (2010)	King George Island					0,5				1
Biologenbucht (2010)						0,1			0,2	2
Punta Cristian (2010)						0,3			0,1	2
Punta Cristian II (2010)								0,1	0,1	2
Ardley Island (2011)										0
Halfmoon Island (2010)	Livingston Island	0,2				0,1				2
Halfmoon Island (2011)		1,1								1
Hannah Point (2011)								0,1		1
Whaler's Bay (2010)	Deception Island	551	1,3	1,3	0,1	0,4	0,1	0,4		7
Whaler's Bay (2011)		206	0,1	0,2		3,8		65,8	1,2	6
Telefon Bay (2011)		0,4								1
Petermann Island (2010)	Antarktische Halbinsel					0,2		0,2		2
Neko Harbour (2010)		0,1						0,2		2
Neko Harbour (2011)		2,5				0,1		0,6	0,1	4
Devil Island (2010)	Weddelsee	0,7								1
Paulet Isand (2011)										0

Die jeweilige Biologie und Lebensweise einer Art spielen vermutlich auch eine Rolle bei ihrer Fähigkeit, antarktische Lebensräume zu besiedeln. In diesem Zusammenhang fällt auf, dass es sich bei drei der nicht indigenen Collembolenarten um Parthenogeneten handelt (*M.*

macrochaeta, *P. fimata*, *F. candida*). Obwohl dies bei den potenziell nicht-heimischen Arten der Actinedida nicht definitiv bekannt ist, kennt man bei diesen Taxa zumindest keine Männchen, so dass sie sich sehr wahrscheinlich ebenfalls parthenogenetisch reproduzieren. Chahartaghi et al. (2009) haben gezeigt, dass parthenogenetische Collembolenarten Freiflächen schneller besiedeln als Arten, die zur sexuellen Reproduktion fähig sind. *H. viatica* ist kein Parthenogenet und hat sich dennoch als invasive Art auf verschiedenen subantarktischen Inseln etabliert und ist darüber hinaus aus anderen Orten der maritimen Antarktis bekannt (Greenslade 1995; Frenot et al. 2005; Greenslade & Convey 2011, see below). Im Küstenbereich von South Georgia kann sie die heimische Art *C. antarcticus* offensichtlich verdrängen (Convey et al. 1999). Dies könnte auch auf Deception Island der Fall sein, aber um hier Sicherheit zu haben, bedarf es weiterer Studien.

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigen auf den verschiedenen Inseln sehr unterschiedliche Tierzahlen für *H. viatica*. Während der zweijährigen Studie wurden mehr als 11.000 Individuen auf Deception Island und Individuenzahlen im zweistelligen Bereich auf Devil Island, Neko Harbour und Halfmoon Island gefunden. Nach Greenslade (2010) geht Wise davon aus, dass *H. viatica* eingeschleppt wurde und erst Mitte des 20. Jahrhunderts die Region invasiv besiedelte. Unsere Daten bestätigen diese Annahme. Die Art erfährt zurzeit vermutlich eine Expansionswelle auf Deception Island.

Die Mehrheit der nicht-heimischen Actinedidenarten, die in der vorliegenden Untersuchung nachgewiesen wurden, ist auch an verschiedenen Orten außerhalb von Deception Island, darunter auf King Georg Island angetroffen worden (Tabelle 20). Auch wenn die Individuenzahl der dort vorkommenden Actinedidenarten gering war, so ist doch auffällig, dass all diese Orte einem relativ großen anthropogenen Einfluss ausgesetzt waren. Während für die Vertreter mancher Taxa, z. B. *Speleorchestes* noch nicht sicher ist, ob es sich dabei um nur eine Art handelt, so gibt doch der exakte Artstatus der anderen Taxa einen Hinweis auf eine mögliche Ausbreitung dieser Arten zwischen den Standorten mit hohem anthropogenem Druck. Die zweithöchste Zahl von potenziell nicht-heimischen Arten und deren zweithöchste Individuenzahl wurden auf Neko Harbour festgestellt. Dieser Fundort weist auch eine der höchsten Besucherzahlen pro Jahr auf, was wiederum auf eine mögliche, anthropogen beeinflusste Ausbreitung dieser Art hinweist. Ähnlich wie *Hypogastrura viatica* könnten auch diese Arten gerade invasiv werden und sollten entsprechend in eine hohe Risikoklasse potenzieller weiterer Ausbreitung eingeordnet werden.

Bisher wurde *H. viatica* nicht auf King George Island nachgewiesen, einer Insel, die ein vergleichsweise mildes Klima aufweist und daher prädestiniert für eine Besiedlung durch *H. viatica* ist. Während der letzten Jahrzehnte wurde die Collembolenfauna dort eingehend untersucht (Gressitt et al. 1967, Wise 1971, Usher & Edwards 1986b, Bulantsev 1990, Greenslade 1995, 2010, Ohyama & Shimada 1998, Yue & Tamura 2001) und daher kann mit einiger Gewissheit gesagt werden, dass die Art in der ansonsten relativ artenreichen Collembolengemeinschaft von King George Island bis heute nicht oder nur mit minimaler Verbreitung vorkommt.

Im Gegensatz zu den meisten anderen nicht-heimischen Arten der vorliegenden Untersuchung (s. oben), wurden die höchsten Individuenzahlen von *H. viatica* bei mittleren Vegetationsdeckungsgraden festgestellt, was wiederum auf expansive Tendenzen hinweist. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen darüber hinaus, dass die Art mit sehr hohen Populationsdichten im Küstenbereich von Whalers Bay vorkommt, was im Gegensatz zu den

wenigen Individuen steht, die hier in der Vergangenheit (Wise 1967, 1971) und aus neueren Aufsammlungen von Collins Point und Caliente Hill (BAS) gemeldet wurden. Diese Affinität für küstennahe Bereiche hat *H. viatica* offensichtlich mit der ebenfalls nicht-heimischen Collembolenart *C. caecus* gemeinsam, die allerdings auf die wärmeren Orte der maritimen Antarktis beschränkt zu sein scheint. Fast alle nicht-heimischen Arten der Actinedida und Collembola zeigten keine signifikanten Abundanzunterschiede zwischen touristisch beeinflussten und nicht-beeinflussten Küstengebieten. Dies ist ein weiterer Hinweis auf ihr Potential, durch menschliche Aktivitäten verbreitet zu werden.

4.3 Effizienz des Bootwashingverfahrens der MS Hanseatic

Für die Effizienzüberprüfung der Bootwashing-Methode war bewusst eine Untersuchung nach dem Aufenthalt auf einer der subantarktischen Inseln gewählt worden, da dort eine stärkere biologische Aktivität im Boden und somit eine größere Gefahr einer Organismenverschleppung zu vermuten war als bei antarktischen Lokationen. Das untersuchte Schuhwerk war nach dem Besuch des subantarktischen Südgeorgiens wesentlich stärker mit Bodenorganismen verunreinigt als nach den Landgängen bei antarktischen Lokationen. Dies verdeutlicht die Gefahr einer Verschleppung von nicht-heimischen Arten aus der Subantarktis in die Antarktis.

Das starke Wachstum und die Aktivität von Mikroben in den Stiefelproben nach dem Landgang in Südgeorgien – trotz des Einsatzes eines Desinfektionsmittels und Konservierung mit ca. 50 %igem Äthanol – ist beunruhigend. Obwohl eine Verschleppung von Bakterien naturbedingt unvermeidlich ist, ist eine derart starke mikrobielle Aktivität ungewöhnlich. Die mikrobielle Aktivität wurde vermutlich durch den auf den Stiefeln vorhandenen Pinguinkot begünstigt und veranschaulicht die biologische Vitalität dieser mittels Schuhwerk verschleppten Substrate. Sicherlich boten das wässrige Milieu und die darin gelösten Nährstoffe, sowie der Zeitraum von ca. vier Wochen zwischen Probenahme und -bearbeitung optimale Bedingungen und ausreichend Zeit für Bakterienwachstum. Die mikrobiellen Wachstumsbedingungen sind bei einer potenziellen Verschleppung durch die kleineren Zeiträume zwischen den Ausflügen der Schiffspassagiere sicherlich deutlich schlechter. Die Ergebnisse verdeutlichen jedoch das hohe biologische *Potential* von Erdresten am Schuhwerk und die Notwendigkeit präventiver Maßnahmen wie dem „Bootwashing“.

Obwohl die Stichprobengröße bei der Kontrolle der Gummistiefel sehr gering ausfiel, wurden außerdem unerwartet viele Pflanzenreste und Bodentiere erfasst. In den wenigen Proben wurde mindestens ein Nematode mit Sicherheit identifiziert. Dadurch wurde der Transport von Bodenorganismen durch das Schuhwerk antarktischer Besucher trotz „Bootwashing“ gesichert nachgewiesen. Durch die Konservierung der Proben ist nicht bekannt, ob das Individuum nach der Verschleppung noch lebte und auch weiterhin existenzfähig war. Demzufolge kann eine tatsächliche Verschleppung biologisch aktiver Organismen nicht bewiesen werden. Weiterhin bleibt durch die Konservierung unbekannt, ob das Desinfektionsmittel bzw. seine Einwirkzeit ausreichend war, um die verschleppten Organismen abzutöten. Hier wären weiterführende ökotoxikologische Versuche empfehlenswert. Die Mikroorganismen waren allerdings auch nach dem Durchlaufen des Desinfektionsschrittes noch lebendig. Trotz aller Unsicherheiten belegen die Ergebnisse, dass das Potential einer Verschleppung von Bodenorganismen von Ort zu Ort durch die Besucher der Antarktis mit Sicherheit gegeben war und ist.

Durch die geringe Stichprobenanzahl der Kontrolluntersuchungen kann eine genaue Quantifizierung (z.B. in Prozent) der Effizienz der Bootwashinganlage der MS Hanseatic nicht

erfolgen. Das Vorhandensein von Bodenorganismen trotz der Reinigungsmaßnahmen belegt aber eine mangelnde Effizienz von Reinigungsanlage und Desinfektionsmittel an sich (noch) nicht. Vielmehr könnte menschliches Verhalten für die potentielle Verschleppung der Organismen verantwortlich sein. Die Passagiere an Bord des Schiffes waren nur unzureichend über die Notwendigkeit der Stiefelreinigung und die Funktionsweise der Bootwashinganlage informiert. Lediglich ein Teil der Passagiere kannte das Verfahren aus dem mit den Reisedokumenten mitgelieferten Informationsmaterial; viele hatten dieses aber offensichtlich nicht gelesen. All dies führte zu einer nicht ausreichend effizienten Nutzung der Anlage. Das verdeutlicht wiederum die Notwendigkeit, dass die Reinigungsmaßnahmen durch Besatzungsmitglieder angeleitet und überwacht werden.

Lobend zu erwähnen ist, dass nach Aufenthalt an Anlandestellen entlang der Antarktischen Halbinsel das Schiffspersonal eine Handreinigung des Schuhwerks und der Hosen aller Besucher *vor* deren Rückkehr auf das Schiff (am Strand) durchführten. Die Reinigung wurde ausführlich, gründlich und mit visueller Kontrolle durchgeführt. Der Erfolg dieser Maßnahme war bereits während der Kontrollwaschung ersichtlich, da die Gummistiefel nach einer Vorreinigung durch die Schiffsbesatzung deutlich sauberer waren. Die Proben beinhalteten deutlich weniger Sediment und Bodenorganismen im Vergleich zu Proben von Stiefel ohne diese Vorreinigung. Mikrobielle Aktivität war selten vorhanden, was vermutlich auch auf die Vorreinigung zurückzuführen ist. Allerdings wurde diese Maßnahme nicht bei allen Anlandungen entlang der Antarktischen Halbinsel durchgeführt.

4.4 Empfehlungen

Auf der Grundlage der vorliegenden Ergebnisse können die folgenden Empfehlungen zur Minimierung einer anthropogenen Beeinflussung der antarktischen Landökosysteme gegeben werden:

- **Intensivierung der biologischen Sicherheitsmaßnahmen, um eine Einschleppung nicht-heimischer Arten zu verhindern**

Das Umweltschutzprotokolls zum Antarktis-Vertrag enthält Bestimmungen, die die vorsätzliche Einfuhr nicht-heimischer Arten streng reguliert. Es gibt wenig Hinweise zum Umgang mit ungeplanter Einschleppung oder zum Transport von Arten zwischen den verschiedenen antarktischen Lebensräumen (Hughes et al. 2010). Das unbeabsichtigte Einschleppen nicht-heimischer Arten stellt aber eine große Gefahr für die antarktischen Ökosysteme dar. Um die biologischen Sicherheitsvorkehrungen zu verbessern und zu intensivieren, sind verschiedene Maßnahmen notwendig:

- **Intensiviere Aufklärung und Unterweisung der Touristen (an Bord), bessere Kontrolle der Durchführung von Desinfektions- und Reinigungsmaßnahmen**

Auch die besten Maßnahmen zur Vermeidung einer Einfuhr von nicht-heimischen Arten müssen scheitern, wenn Unverständnis im Spiel ist (Greenslade & Convey 2012). Es ist deshalb notwendig, vor der Einfahrt in antarktische Gewässer alle Touristen und auch das Forschungspersonal eingehend aufzuklären und über die Notwendigkeit und Wirkungsweise von Präventivmaßnahmen zu unterrichten. Das Schiffspersonal sollte die korrekte Nutzung der biologischen Sicherheitsmaßnahmen streng kontrollieren. Die Maßnahmen müssen auf allen Schiffen durchgeführt werden (sowohl von den Touristen als auch von den Forschern) entsprechend den internationalen Regelungen. Jüngste Untersuchungen konnten darüber hinaus belegen, dass Forscher und Stationspersonal eine höhere Gefahr darstellen als Touristen,

da der höchste Keimtransfer pro Besucher von Forschern und Touristenführern ausgeht, da diese oftmals arktische Lebensräume besuchen bevor sie in die Antarktis reisen (Chown et al. 2012). Während der Einsatz der von den Kreuzschiffen gestellten Rucksäcke und Gummistiefel die von den Touristen ausgehende Gefahr verringert, verwenden Forschungspersonal und Touristenführer oftmals ihre eigene Ausrüstung. Eine Verbesserung und Ausweitung der biologischen Sicherheitsmaßnahmen muss daher in besonderem Maße auch für diese Personengruppen gelten.

- **Intensivierung der Maßnahmen zwischen Subantarktis und Antarktis**

Biologische Sicherheitsmaßnahmen werden oft erst in den antarktischen Gewässern angewandt. Präadaptierte, nicht-heimische Arten sind aber auch häufig bereits in subantarktischen Lebensräumen anzutreffen. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass die Gefahr eines Artentransfers von subantarktischen nach antarktischen Anlandestellen hoch ist. Es ist daher sehr wichtig, dass subantarktische Inseln nicht als Trittsteine für den Transport nicht-heimischer Arten in die Antarktis fungieren (Greenslade & Convey 2012). Entsprechend sollten verschärfte biologische Sicherheitsmaßnahmen auch zwischen diesen beiden Gebieten Anwendung finden.

- **Intensivierung der Maßnahmen im Anschluss an den Besuch hoch-riskanter Anlandestellen (z. B. Deception Island, Neko Harbour)**

Als „hoch riskant“ sollten Anlandestellen mit vielen bereits etablierten nicht-heimischen Arten gelten. Dazu zählen Deception Island, deren Fauna um viele nicht-heimische Arten „bereichert“ ist, die sich entweder im Stadium der Erstbesiedlung oder bereits in Ausbreitung befinden. Die vorliegenden Ergebnisse weisen darüber hinaus Neko Harbour als eine „hoch riskante“ Anlandestelle aus. Um eine weitere Ausbreitung der dort etablierten nicht-heimischen Arten zu vermeiden, müssen die Vorsichtsmaßnahmen nach dem Besuch einer solchen Anlandestelle verstärkt werden, z. B. indem die Maßnahmen noch an Land (Strand) durchgeführt werden. *H. viatica* trägt nach der vorliegenden Untersuchung das höchste Risiko, weitere antarktische Ökosysteme invasiv zu besiedeln. Gerade die Affinität dieser Art zu Küstenbereichen vereinfacht einen potenziell erfolgreichen Transfer durch Touristen. So sollten auch andere Lokationen, die diese Art aufweisen, als Anlandestellen mit hohem Risikopotential eingestuft werden.

- **Strengerer Schutz für Mikrohabitate (Erweiterung der “no-go Areale”)**

Unter Betretungsverbot stehen in der Antarktis für gewöhnlich Areale, die sich durch große Wildtierpopulationen oder eine geschlossene Vegetationsdecke auszeichnen. Die vorliegende Untersuchung hat gezeigt, dass die Bodenfauna bereits bei geringerer Vegetationsbedeckung signifikant höhere Individuen- und Artenzahlen aufweisen. Solche Areale werden für gewöhnlich von Forschungspersonal und Touristenführern als wenig schützenswert erachtet. Entscheidend ist, dass der negative anthropogene Einfluss sich gerade in diesen Arealen mit nur geringer Vegetationsdecke stärker auswirkt als dort, wo keine oder viel Vegetation wächst. Die indigenen Bodentiergemeinschaften reagieren darüber hinaus positiv auf Bodenparameter, die mit organischem Gehalt oder der Bodenfeuchte zusammenhängen. Gerade Areale mit beginnender und spärlicher Vegetation oder Schmelzwasserbächen usw. müssen stärker vor den Besuchen (Touristen und Forscher) geschützt werden. Für eine größere Zahl dieser Areale sollten Betretungsverbote erarbeitet werden und Touristen und Forscher, die diese Orte besuchen, sollten vorab entsprechende Hinweise und Empfehlungen erhalten. Des Weiteren ist

es notwendig, die Touristenführer und die Forschungsteams noch besser als bisher über die ökologische Bedeutung solcher Mikrohabitate aufzuklären.

- **Kein Ausweitung der von Touristen besuchten Lokationen**

Die potenzielle Ausbreitung nicht-heimischer Arten über die von Touristen besuchten Lokationen ist alarmierend. Darüber hinaus wurden in der einen oder anderen Form in beinahe allen untersuchten Anlandestellen negative anthropogene Auswirkungen auf die Bodenfauna festgestellt. Es ist daher zu erwarten, dass sich solche Einflüsse weiter akkumulieren werden, besonders angesichts des weiter zunehmenden Tourismus in der Antarktis. Um die weitere Ausbreitung nicht-heimischer Arten aufzuhalten und weitere anthropogene Auswirkungen zu begrenzen, ist die Ausweitung um weitere Anlandestellen z. B. für Kreuzfahrtschiffe strikt zu regulieren. Ein strengerer Schutz für unberührte Standorte ohne Wildtiere (Pinguine, Seevögel, Robben) ist außerdem geboten. Um den anthropogenen Einfluss, der auch in der Zukunft definitiv gegeben sein wird, auf dem jetzigen Stand zu halten, sollte eine Positivliste der Orte angelegt werden, die potenziell besucht werden dürfen. Außerhalb dieser Orte sollte ein Anlanden durch Besucher verboten sein. Solch eine Liste sollte zwingend Inhalt internationaler Vereinbarungen und rechtlicher Bestimmungen sein.

- **Monitoringprogramme**

Die vorliegende Untersuchung war im Zusammenhang mit vorhergehenden Studien von entscheidender Bedeutung bei der Schaffung einer Kenntnisgrundlage zur Bodenfauna antarktischer Standorte. Auf dieser Grundlage sollten nun weitere Studien aufbauen. Langzeitstudien aller etablierten Aufsammlungsorte würden dazu beitragen zu verstehen, wie Besucher (Forschung und Tourismus) die Bodenorganismen über die Jahre beeinflussen. Solche Monitoringprogramme sollten darüber hinaus die Möglichkeit direkter anthropogener Einflussnahme, über den Mikrotransport von Bodenorganismen sowohl zwischen als auch innerhalb der Anlandestellen (entlang der Touristenpfaden), genauer untersuchen. Langzeitdaten aus solchen Monitoringprogrammen könnten die bereits bestehenden Empfehlungen und Mitigationsmaßnahmen sowie deren Überprüfung deutlich verbessern. Die Monitoringprogramme sollten auf internationaler Ebene entwickelt und durchgeführt werden und zum Zwecke der Vergleichbarkeit auf international vereinheitlichten Standards beruhen. Zudem sollten sie vor allem diejenigen Organismengruppen umfassen, die bekannte nichtheimische Arten enthalten und von denen möglichst weitreichendes Datenmaterial verfügbar ist (z. B. Collembola, Actinedida).

5 Zusammenfassung

Die Aktivitäten des Menschen haben in den letzten zwei Jahrzehnten in der Antarktis enorm zugenommen. Dies betrifft nicht nur Forschung und Logistik, sondern auch ganz besonders den Tourismus. Der Schwerpunkt der touristischen Aktivitäten konzentriert sich im Wesentlichen auf einige Gebiete der maritimen Antarktis. Obwohl terrestrische, bodenlebende Organismen der Antarktis während der letzten 50 Jahre relativ gut untersucht wurden, existieren kaum Studien über den menschlichen Einfluss auf die Bodenorganismen. Lediglich in den letzten Jahren wurde eine Einschleppung nicht-heimischer Bodentier- und Pflanzenarten in subantarktische und antarktische Habitate gezielt erforscht. Die vorliegende Studie hatte deshalb zum Ziel, die Auswirkung menschlicher Aktivitäten auf bestehende Bodenorganismengemeinschaften - mit Schwerpunkt auf bodenlebende, wirbellose Tiere - sowie die potentielle Einschleppung in der Antarktis nicht-heimischer Arten zu ermitteln.

Zu diesem Zweck wurden Bodenorganismen in Gebieten mit hoher menschlicher Aktivität untersucht. Einen Schwerpunkt bildeten die Fildeshalbinsel auf King George Island mit den dort arbeitenden Wissenschaftlern und Kreuzfahrtschiffe, die in der nördlichen und westlichen maritimen Antarktis unterwegs waren. Die Studie sollte folgende Fragen beantworten: (1) Wurden nicht-heimische Bodentierarten in Gebiete mit hoher menschlicher Aktivität eingeschleppt? (2) Wie effektiv sind bestehende Präventivmaßnahmen gegen eine Verschleppung von Bodenorganismen? (3) Gibt es einen direkten anthropogenen Einfluss auf antarktische Bodenorganismengemeinschaften? (4) Welche Habitatparameter oder Wechselwirkungen zwischen menschlichen Aktivitäten und Habitatparameter beeinflussen das Vorkommen antarktischer Bodenorganismen? (5) Führt eine durch Menschen verursachte Verschleppung von Arten zu einer „Homogenisierung“ und somit zu einer Verringerung der Diversität des Artenbestandes verschiedener antarktischer Habitate?

Im antarktischen Sommer der Jahre 2009/2010 und 2010/2011 wurden Bodenorganismen aus insgesamt 13 Gebieten erfasst und verglichen. Die Entnahme von Bodenproben erfolgte sowohl in von Menschen besuchten als auch in ungenutzten Arealen. In den beiden Untersuchungsjahren konnten insgesamt 327 Proben entnommen und bearbeitet werden. Die Determination der Pflanzenarten und der Bodentierarten aus den Gruppen Nematoda, Tardigrada, Collembola sowie den Milbengruppen Actinedida, Oribatida und Gamasina führten europäische Taxon-Spezialisten durch. Weiterhin wurde das Bodensubstrat aller Proben einer umfangreichen bodenkundlichen Analyse unterzogen.

Insgesamt wurden fast 35 antarktische Pflanzenarten identifiziert. Eingeschleppte, nicht-heimische Arten konnten nicht festgestellt werden. Die botanischen Aufnahmen – inklusive der Erfassung des Vegetationsbedeckungsgrades und der Pflanzengesellschaften - dienten vor allem als Hintergrundparameter für die bodenzoologischen Untersuchungen. Die vegetationskundlichen Ergebnisse bestätigten die Vergleichbarkeit der vom Menschen beeinflussten und unbeeinflussten Areale ebenso wie die bodenkundlichen Analysen der Untersuchungsflächen.

Mehr als 320.000 Individuen mit insgesamt 98 Arten konnten aus den untersuchten Tiergruppen registriert werden. Die erfassten Gemeinschaften sind charakteristisch für maritim antarktische Habitate. Bei den Tardigrada und Nematoda gab es einige noch nicht in der Antarktis festgestellte Arten. Ihr Status als heimische oder nicht-heimische Art konnte nicht bewertet werden, da sie für die Wissenschaft neu sind oder aufgrund mangelnder früherer

Vergleichsstudien. Bei den Collembola und Actinedida wurden acht Arten als nicht-heimisch und potentiell eingeschleppt identifiziert. Diese Arten kamen hauptsächlich auf Deception Island und Neko Harbour vor, wurden aber auch auf mehreren anderen touristischen Ausflugszielen nachgewiesen. Damit erscheint eine durch den Menschen geförderte Ausbreitung sehr wahrscheinlich. Die Präventivmaßnahmen ließen eine unzureichende Effizienz erkennen und erwiesen sich besonders in Gebieten als unwirksam, die stark verschlammt waren oder arten- und individuenreiche Bodentiergemeinschaften beherbergten. Die mangelnde Effizienz der Maßnahmen ist nicht primär auf die Methoden zurückzuführen, sondern auf menschliches Fehlverhalten während der Durchführung der Maßnahme.

Die Ergebnisse waren hinsichtlich einer Auswirkung der menschlichen Aktivitäten auf die Bodenfauna oft überlagert durch eine hohe Datenvariabilität. Exakte statistische Verfahren konnten allerdings signifikante Einflüsse des Menschen auf die untersuchte Bodenfauna eindeutig nachweisen. Auf der Ebene der gesamten Bodentiergemeinschaft führte die Beeinflussung durch den Menschen meist zu reduzierten Individuendichten. Die Individuendichten der meisten Tiergruppen und besonders die Dichten einzelner Arten nahmen mit zunehmender Vegetationsbedeckung zu. Die Reaktion von Arten auf menschliche Aktivität war unterschiedlich. Bei vielen Bodentierarten waren die Populationen reduziert, wobei einige Arten gefördert wurden. Diese unterschiedlichen Reaktionsmuster weisen auf Veränderungen in den Gemeinschaftsstrukturen und somit in den ökologischen Funktionen der Bodengemeinschaften hin, die wiederum Auswirkungen auf das gesamte Ökosystem haben können. Der Einfluss von Menschen war am stärksten bei mittlerer (bis 50%) und hoher (bis 100%) Vegetationsbedeckung. Eine „Homogenisierung“ im Artenbestand verschiedener Mikrohabitate und somit eine Reduktion der Gesamtdiversität einzelner Lokalitäten wurde sporadisch festgestellt. Viele der untersuchten Gebiete werden auch von großen Pinguin- und Robbenkolonien genutzt, die ebenfalls einen erheblichen Einfluss auf die Böden und die Bodenfauna haben. Alle festgestellten anthropogenen Auswirkungen liegen somit über denen, die durch Wildtiere verursacht sind.

Aus den erzielten Ergebnissen sind konkrete Empfehlungen für einen verbesserten Schutz der sensiblen antarktischen Ökosysteme vor menschlicher Beeinflussung abzuleiten. In erster Linie betreffen diese die Präventivmaßnahmen gegen eine Verschleppung nicht-heimischer Bodenorganismen. Hierzu ist eine Verbesserung der Aufklärung antarktischer Besucher über diese Maßnahmen und die Kontrolle ihrer sachgerechten Durchführung notwendig. Dazu gehört auch eine Intensivierung ihrer Anwendung zwischen subantarktischen und antarktischen Gebieten sowie nach einem Besuch von Risikostandorten wie z. B. Deception Island und Neko Harbour. Weiterhin müssen spezielle Mikrohabitate stärker geschützt werden, z. B. durch eine Ausweitung der für Besucher geschlossenen Bereiche um Areale mit initialer oder sporadischer Vegetation sowie um Flächen mit Schmelzwasser-Strömungen. Damit zukünftig eine weitere Ausbreitung von in der Antarktis nicht-heimischen Arten verhindert wird und die anthropogenen Auswirkungen auf terrestrische antarktische Habitate begrenzt werden, ist grundsätzlich eine Einschränkung der Gebiete erforderlich, die Touristen besucht werden dürfen. Hier wird eine „Positivliste“ empfohlen, außerhalb derer Besuche durch Touristen verboten sein sollten. Außerdem wird die Etablierung eines international durchgeführten, langfristigen bodenbiologischen Monitoringprogramms angeregt, um ein besseres Verständnis der langfristigen Auswirkungen des Menschen in Gebieten mit starkem Tourismus sowie eine Erfolgskontrolle und Verbesserungen von Schutzmaßnahmen zu erzielen.

Danksagung

Ein Forschungsprojekt dieser Komplexität und Vielfalt kann nicht ohne die Hilfe und Unterstützung vieler Institutionen und Personen durchgeführt werden. In erster Linie danken die Autoren den Kollegen und Kolleginnen der Abteilung Bodenzooologie des Senckenberg Museums für Naturkunde in Görlitz. Umfangreiche technische Hilfe bei der biologischen und bodenkundlichen Probenbearbeitung sowie bei der Herstellung des Endberichts leisteten Andreas Kauk, Maria Pilz, Sebastian Moll, Astrid König und Ingo Turre, denen hierfür großer Dank gebührt. Wir bedanken uns ferner bei Rolf Berndt (Görlitz) für die administrative Verwaltung dieses komplexen Projektes.

Die Arbeiten in der Antarktis waren nur dank umfangreicher Hilfe und Unterstützung der vor Ort tätigen Einrichtungen und Personen durchführbar. Wir bedanken uns hierfür insbesondere bei Hapag-Lloyd (v. a. Ulrike Schultzen) und Hansatours sowie bei den Besatzungen der MS Hanseatic, MS Bremen und MS Delphin, u. a. Kapitän Thilo Natke, Gunter Schütze und David Fletcher. Die Probenahme vor Ort erfolgte durch Arne Kertelhein, Hans-Ulrich Peter, Anja Nordt, Klemens Pütz und Hans-Joachim Spitzenberger. Ohne deren Hilfe hätte dieses Projekt nicht durchgeführt werden können und ihnen gebührt unser sehr herzlicher Dank.

Nichts zuletzt und insbesondere gilt unser Dank Fritz Hertel vom Umweltbundesamt für die fachkundige Begleitung sowie für die tatkräftige organisatorische und inhaltliche Unterstützung in allen Phasen des Projekts.

Quellenverzeichnis

- Adams, B.J., Bardgett, R.D., Ayres, E., Wall, D. H., Aislabie, J., Bamforth, S., Bargagli, R., Cary, C., Cavacini, P., Connell, L., Convey, P., Fell, J.W., Frati, F., Hogg, I.D., Newsham, K.K., O'Donnell, A., Russell, N., Seppelt, R.D., Stevens, M.I. (2006): Diversity and distribution of Victoria Land biota. *Soil Biol. Biochem.* 38: 3003–3018.
- Anderson, M.J., Gorley R.N., Clarke K.R. (2008): PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK.
- Andrássy, I. (1998): Nematodes in the sixth continent. *Journal of Nematode Morphology and Systematics* 1: 107–186.
- Andrássy, I. (2008): *Eudorylaimus* species (Nematoda: *Dorylaimida*) of continental Antarctica. *J. Nematode Morphol. Syst.* 11: 49–66.
- André, H.M., Noti, M.I., Lebrun, P. (1994): The soil fauna: the other last biotic frontier. *Biodiversity and Conservation* 3: 45–56.
- Aptroot, A., van der Knaap, W.O. (1993): The lichen flora of Deception Island, South Shetland Islands. *Nova Hedwigia* 56: 183–192.
- Argentina (2006): Tourism development in the Antarctic Peninsula: a regional approach. Antarctic Treaty Consultative Meeting XXIX, IP 031: 6 S.
- ATCM (Antarctic Treaty Consultative Meeting) (2005): Site Guidelines for Land-Based Tourist-Visited Sites. Antarctic Treaty Consultative Meeting XXVIII, WP 31: 7 S.
- ATCM (Antarctic Treaty Consultative Meeting) (2006): Report of the CEP Intersessional Contact Group on Site Guidelines for Visitors to Antarctica. Antarctic Treaty Consultative Meeting XXIX, WP 1: 18 S.
- ATCP (Antarctic Treaty Consultative Parties) (1966): Site guidelines for visitors (Resolution 27). Santiago, Chile. www.ats.aq.
- ATME (Antarctic Treaty Meeting of Experts) (2004): Chairman's Report from Antarctic Treaty Meeting of Experts on Tourism and Non-governmental Activities in Antarctica: 25 S.
- Ayres, E., Wall, D.H., Adams, B.J., Barrett, J.E., Virginia, R.A. (2007): Unique Similarity of Faunal Communities across Aquatic-Terrestrial Interfaces in a Polar Desert Ecosystem. *Ecosystems* 10: 523–535.
- Ayres, E., Nkem, J.N., Wall, D.H., Adams, B.J., Barrett, J.E., Broos, E.J., Parsons, A.N., Powers, L.E., Simmons, B.L., Virginia, R.A. (2008): Effects of human trampling on populations of soil fauna in the McMurdo Dry Valleys, Antarctica. *Conserv. Biol.* 22: 1544–1551.
- Babenko, A.B. (2003): Landscape Chorology of Springtails in the Taimyr Peninsula: 1. Biotopic Distribution of Species. *Entomological Review* 83 (8): 1003–1021.
- Babenko, A.B. (2010): The Springtail (Hexapoda, Collembola) Fauna of Wrangel Island. *Entomological Review* 90 (5): 571–584.
- Babenko, A.B., Bulavintsev, V. (1993): Fauna and populations of Collembola on the Novaya Zemlya Archipelago. *Russian Entomological Journal* 2 (3-4): 3–19.
- Babenko, A.B., Fjellberg, A. (2006): *Collembola septentrionale: A Catalogue of Springtails of the Arctic Region*. KMK Press, Moscow.

- Baermann, G. (1917): Eine einfache Methode zur Auffindung von Ankylstommum (Nematoda) Larven in Erdproben. Geneesk. Tijdschr. Nederl. Indie 57: 131–137.
- Baker, P.E., McReath, I., Roobol, J.J. Davies, T.G. (1975): The geology of the South Shetland Islands: V. volcanic evolution of Deception Island. British Antarctic Survey Scientific Reports No. 78. Cambridge, United Kingdom.
- Bardgett, R. (2005): The Biology of Soils. Oxford Univ. Press, Oxford, New York: 242 S.
- Bargagli, R. (2005): Antarctic ecosystems: environmental contamination, climate change, and human impact. Springer, Berlin Heidelberg New York: 395 S.
- Barrett, J.E., Virginia, R.A., Hopkins, D.W., Aislabie, J., Bargagli, R., Bockheim, J.G., Campbell, I.B., Lyons, W.B., Moorhead, D.L., Nkem, J.N., Sletten, R.S., Steltzer, H., Wall, D.H., Wallenstein, M.D. (2006): Terrestrial ecosystem processes of Victoria Land, Antarctica. Soil Biology & Biochemistry 38: 3019–3034.
- Barrett, J.E., Virginia, R.A., Wall, D.H., Adams, B.J. (2008): Decline in a dominant invertebrate species contributes to altered carbon cycling in a low-diversity soil ecosystem. Global Change Biol. 14: 1734–1744.
- Bednarek-Ochyra, H., Váša, J., Ochyra, R., Lewis Smith, R.I. (2000): The Liverwort Flora of Antarctica. Polish Academy of Sciences, Institute of Botany, Cracow: 236 S.
- Bellinger, P.F., Christiansen, K.A. Janssens, F. (2011): Checklist of the Collembola of the World. <http://www.collembola.org>, accessed July 2011.
- Benoit, J.B., Elnitsky, M.A., Schulte, G.G., Lee, R.E., Jr., Denlinger, D.L. (2009): Antarctic Collembolans use chemical signals to promote aggregation and egg laying. Journal of Insect Behavior 22: 121–133.
- Bergstrom, D.M., Chown, S.L. (1999): Life at the front: history, ecology and change on southern ocean islands. Trends in Ecology and Evolution 14: 472–476.
- Beyer, L., Bölter, M. (2002): Geoecology of Antarctic Ice-Free Coastal Landscapes. Springer, Berlin Heidelberg New York: 427 S.
- Block, W. (1980): *Nanorchestes antarcticus* Strandtmann (Prostigmata) from antarctic ice. Acarologia 21: 173–176.
- Block, W. (1982): The Signy Island terrestrial reference sites XIV. Population studies on Collembola. Br. Antarct. Surv. Bull. 55: 33–49.
- Block, W. (1984a): An insect introduction to the maritime Antarctic. Biological Journal of the Linnean Society 23: 33–39.
- Block, W. (1984b): Terrestrial microbiology, invertebrates and ecosystems. In: Laws, R.M. (ed.): Antarctic Ecology. Academic Press, London: 163–236.
- Block, W., Convey, P. (2001): Seasonal and long-term variation in body water-content of an Antarctic springtail - a response to climatic change. Polar Biology 24: 764–770.
- Block, W., Harrisson, P.M. (1995): Collembolan water relations and environmental-change in the maritime Antarctic. Global Change Biology 1: 347–359.
- Block, W., Starý, J. (1996): Oribatid mites (Acari: Oribatida) of the maritime Antarctic and Antarctic peninsula. Journal of Natural History 30: 1059–1067.

- Block, W., Worland, M.R. (2001): Experimental Studies of Ice Nucleation in an Antarctic Springtail. *Cryobiology* 42: 170–181.
- Bokhorst, S., Ronfort, C., Houskes, A., Convey, P., Aerts, R. (2007): Food choice of Antarctic soil arthropods clarified by stable isotope signatures. *Polar Biology* 30: 983–990.
- Booth, R.G. (1984): A new species of mite in the genus *Nanorchestes* (Acari, Prostigmata) from Signy Island, South Orkney Islands. *Br. Antarct. Surv. Bull.* 63: 111–116.
- Booth, R.G., Usher, M.B. (1984): Arthropod communities in a maritime Antarctic moss-turf habitat: effects of the physical and chemical environment. *Journal of Animal Ecology* 53: 879–893.
- Booth, R. G., Usher, M.B. (1986): Arthropod community in a maritime antarctic Moss-turf habitat: Life history strategies of the prostigmatid mites. *Pedobiologia* 29: 209–218.
- Booth, R.G., Edwards, M., Usher, M.B. (1985): Mites of the genus *Eupodes* (Acari, Prostigmata) from maritime Antarctica: a biometrical and taxonomic study. *Journal of Zoology, London* 207: 381–406.
- Boström, S. (1995): Populations of *Plectus acuminatus* Bastian, 1865 and *Panagrolaimus magnivulvatus* n. sp. (Nematoda) from nunataks in Dronning Maud Land, East Antarctica. *Fundam. appl. Nematol.* 18: 25–34.
- Boström, S. (1996): One new and two known nematode species from the Subantarctic Islands South Georgia and East Falkland Island. *Fundam. Appl. Nematol.* 19: 151–158.
- Bowra, G.T., Holdgate, M.W., Tilbrook, P.J. (1966): Biological Investigations in Tottanfjella and Central Heimefrontfjella. *Antarct.Surv.Bull.* 9: 63–70.
- Broady, P.A. (1979): Feeding studies on the collembolan *Cryptopygus antarcticus* Willem at Signy Island, South Orkney Islands. *British Antarctic Survey Bulletin* 48: 37–46.
- Bulavintsev, V.I. (1990): Complexes of microarthropods of the Fildes Peninsula, Ardley and Nelson Island found during ecological monitoring in Antarctica. *Sovetskaia Antarktiskheskaia Ekspeditsiia, Informatsionny Biulleten* 113: 101–108 [In Russian].
- Burn, A.J. (1982): A cautionary tale - two recent introductions to the maritime Antarctic. *Comité National Français des Recherches Antarctiques* 51: 521.
- Burn, A.J. (1984): Life cycle strategies in two Antarctic Collembola. *Oecologia.* 64: 223–229.
- Burn, A.J., Lister, A. (1988): Activity patterns in an Antarctic arthropod community. *Antarct. Surv. Bull.* 78: 43–48
- Campbell, I.B., Claridge, G.G.C., Balks, M.R. (1998): Short- and long-term impacts of human disturbances on snow-free surfaces in Antarctica. *Polar Record* 34: 15–24.
- Cannone, N., Ellis Evans, J.C., Strachan, R., Guglielmin, M. (2006): Interactions between climate, vegetation and the active layer in soils at two Maritime Antarctic sites. *Antarctic Science* 18 (3): 323–333.
- Carlini, A.R., Coria, N.R., Santos, M.M., Libertelli, M.M., Donini, G. (2007): Breeding success and population trends in Adélie penguins in areas with low and high levels of human disturbance. *Polar Biology* 30: 917–924.
- Carpenter, G.H. (1907): Collembola from the South Orkney Islands. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh* 1905/6: 473–483.

- Carpenter, G.H. (1909): On some subantarctic Collembola. In Chilton, C. (Ed.) Subantarctic Islands of New Zealand, Vol. 1: Philosophical Institute of Canterbury, Wellington: 377–383.
- Caruso, T., Bargagli, R. (2007): Assessing abundance and diversity patterns of soil microarthropod assemblages in northern Victoria Land (Antarctica). *Polar Biology* 30: 895–902.
- Caruso, T., Borghini, F., Bucci, C., Colacevich, A., Bargagli, R. (2007): Modelling local-scale determinants and the probability of microarthropod species occurrence in Antarctic soils. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 2949–2956.
- Caruso, T., Garlaschelli, D., Bargagli, R., Convey P. (2009): Testing metabolic scaling theory using intraspecific allometries in Antarctic microarthropods. *Oikos* 119: 935–945.
- Caruso, T., Hogg, I.D., Carapelli, A., Frati, F., Bargagli, R. (2009): Large-scale spatial patterns in the distribution of Collembola (Hexapoda) species in Antarctic terrestrial ecosystems. *Journal of Biogeography* 36: 879–886.
- Cepeda-Pizarro, J.G., Whitford, W.G (1989): Spatial and temporal variability of higher microarthropod taxa along a transect in a northern Chihuahuan Desert watershed. *Pedobiologia* 33: 101–111.
- Cepeda-Pizarro, J.G., Gutiérrez, J.R., Valderrama, L., Vasquez, H. (1996): Phenology of the edaphic microarthropods in a Chilean coastal desert site and their response to water and nutrient amendments to the soil. *Pedobiologia* 40: 352–363.
- Chahartaghi, M., Maraun, M., Scheu, S., Domes, K. (2009): Resource depletion and colonization: A comparison between parthenogenetic and sexual Collembola species. *Pedobiologia*, 52: 181–189.
- Chen, J., Blume, H.-P. (1997): Impact of human activities on the terrestrial ecosystem of Antarctica: a review. *Polarforschung* 65: 83–92.
- Chipev, N., Peneva, V., Nedelchev, S. (1996): Abundance and distribution of nematode feeding groups in relation to habitat on Livingston Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Bulgarian Antarctic Research Life Sciences*: 82–92.
- Chown, S.L., Convey, P. (2007): Spatial and temporal variability across life's hierarchies in the terrestrial Antarctic. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 362: 2307–2331.
- 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., Vijver van de, B., Bergstrom, D.M. (2012): Continent-wide risk assessment for the establishment of nonindigenous species in Antarctica. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States - Early Edition*: 1–6.
- 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.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. (2001): Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. 2nd ed., PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK.
- 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 Biology* 21: 355–360.
- Convey, P. (1996): The influence of environmental characteristics on the life history attributes of Antarctic terrestrial biota. *Biological Reviews* 71: 191–225.
- Convey, P. (2001): Antarctic Ecosystems. In: Levin, S.A. (ed.) *Encyclopedia of biodiversity*, Vol. I. Academic Press, San Diego S. 171–184.

- Convey, P. (2005): Antarctic Terrestrial Ecosystems: Responses to Environmental Change. *Polarforschung* 75: 101–111.
- Convey, P. (2006): Antarctic climate change and its influences on terrestrial ecosystems. In: Bergstrom D., Convey, P., Huiskes, A. (eds): *Trends in Antarctic terrestrial and limnetic ecosystems: Antarctica as a global indicator*. Springer, Dordrecht: 253–272.
- Convey, P. (2011): Antarctic terrestrial biodiversity in a changing world. *Polar Biology* 34: 1629–1641.
- Convey, P., Lebouvier, M. (2009): Environmental change and human impacts on terrestrial ecosystems of the sub-Antarctic islands between their discovery and the mid-Twentieth Century. *Papers and Proceedings of the Royal Society of Tasmania* 143: 33–44.
- Convey, P., McInnes, S.J. (2005): Exceptional tardigrade-dominated ecosystems in Ellsworth Land, Antarctica. *Ecology* 86: 519–527.
- Convey, P., Quintana, R.D. (1997): The terrestrial arthropod fauna of Cierva Point SSSI, Danco Coast, northern Antarctic Peninsula. *Eur. J. Soil Biology* 33: 12–29.
- Convey, P., Smith, R.I.L. (1997): The terrestrial arthropod fauna and its habitats in northern Marguerite Bay and Alexander Island, maritime Antarctic. *Antarctic Science* 9: 12–26.
- Convey, P., Smith, R.I.L. (2006): Thermal relationships of bryophytes from geothermal habitats in the South Sandwich Islands, maritime Antarctic. *Journal of Vegetation Science* 17: 529–538.
- Convey, P., Stevens, M.I. (2007): Antarctic Biodiversity. *Science* 317: 1877–1878.
- Convey, P., Greenslade, P., Arnold, R.J., Block, W. (1999): Collembola of sub-Antarctic South Georgia. *Polar Biology* 22: 1–6.
- Convey, P., Greenslade, P., Richard, K.J., Block, W. (1996): The terrestrial arthropod fauna of the Byers Peninsula, Livingston Island, South Shetland Islands - Collembola. *Polar Biology* 16: 257–259.
- Convey, P., Greenslade, P., Pugh, P.J.A. (2000a): The terrestrial micro-arthropod fauna of the South Sandwich Islands. *Journal of Natural History* 34: 597–609.
- Convey, P., Smith, R.I.L., Peat, H.J., Pugh, P.J.A. (2000b): The terrestrial biota of Charcot Island, eastern Bellingshausen Sea, Antarctica: an example of extreme isolation. *Antarctic Science* 12: 406–413.
- Convey, P., Smith, R.I.L., Hodgson, D.A., Peat, H.J. (2000c): The flora of the South Sandwich Islands, with particular reference to the influence of geothermal heating. *Journal of Biogeography* 27: 1279–1295.
- Coulson, S.J., Aakra, K., Aarvik, L., Ávila-Jiménez, M.L., Babenko, B., Biersma, E., Boström, S., Brittain, J., Carlsson, A., Christoffersen, K., Convey, P., De Smet, W., Fjellberg, A., Fuereder, L., Gustafsson, D., Gwiazdowicz, D.J., Hågvar, S., Hansen, L.O., Kaczmarek, L., Kuklin, V., Lakka, H-K., Lebedeva, N., Makarova, O., Maraldo, K., Melekhina, E., Ødegaard, F., Pilskog, H.E., Simon, J.C., Solenius, B., Solhøy, T., Søli, G., Stur, E., Tanasevitch, A., Taskaeva, A., Velle, G., Zmudczyńska, K.: The terrestrial and freshwater invertebrate biodiversity of the archipelagoes of the Barents Sea; Svalbard, Franz Josef Land and Novaya Zemlya (in press).
- Crafford, J.E. (1986): A case study of an alien invertebrate (*Limnophyes pusillus*, Diptera, Chironomidae) introduced on Marion Island: Selective advantages. *South African journal of antarctic research* 16: 115–117.
- Cross, E.A. (1964): Pyemotidae (Acarina: Tarsonemoidea) from Macquarie Island. *Pacific Insects Monograph* 7 (Supplement): 642–646.

- Cross, E.A. (1970): Acarina: Prostigmata: Tarsonemoidea: Pyemotidae of South Georgia. Pacific Insects Monograph 23: 115–120.
- Daleniü, P., Wilson, O. (1958): On the soil fauna of the Antarctic and of the Sub-Antarctic Islands. The Oribatidae (Acari). Arkiv för Zoologi. N.S. 11: 393–425.
- Daleniü, P. (1965): The Acarology of the Antarctic Regions. Monographiae Biologicae; Biogeography and Ecology in Antarctica 15: 414–430.
- Dallai, R., Malatesta, E., Focardi, S. (1988): On two Antarctic Collembola *Gressittacantha terranova* and *Friesea grisea*. Revue de Écologie et de Biologie du sol 25(3): 365–372.
- Dasty, H. (1984): The Tardigrada from Antarctic with descriptions of several new species. Acta Zoologica Cracoviensia 27(19): 377–436.
- Dasty, H. (1989): An annotated list of Tardigrada from the Antarctic. Entomologische Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum Hamburg 9: 136–137.
- Davies, K.F., Greenslade, P., Melbourne, B.A. (1997): The invertebrates of sub-Antarctic Bishop Island. Polar Biology 17: 455–458.
- Day, T., Ruhland, C.T., Strauss, S.L., Park, J.-H., Krieg, M.L., Krna, M.A., Bryant, D.M. (2009): Response of plants and the dominant microarthropod, *Cryptopygus antarcticus*, to warming and contrasting precipitation regimes in Antarctic tundra. Global Change Biology 15: 1640–1651.
- de Man, J.G. (1904): Nématodes libres. In: Résultats du voyage du S. Y. Belgica en 1897-1898-1899 sous le commandement de A. de Gerlache de Gomery. Zoologie: 1–55.
- de Poorter, M., Gilbert, N., Storey, B., Rogan-Finnemore, M. (2006): Non-native Species in the Antarctic: Workshop Final Report. Gateway Antarctica, University of Canterbury: 40 S.
- 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. Antarctic Treaty Consultative Meeting XXXI, WP 12: 41 S.
- Deharveng, L. (1981): Collembolles des Iles subantarctiques de l'Océan Indien. Comité National Français des Recherches Antarctiques. 48: 33–109.
- Delamare Debouteville, C., Massoud, Z. (1966): Les Collembolles de l'île de la Possession et de l'île aux Cochons. CNFR. 15 (7): 65–72.
- Deutsches Institut für Normung e. V. (1996): DIN ISO 10694, Berlin
- Deutsches Institut für Normung e. V. (2005): DIN ISO 10390, Berlin
- Downie, R.H. (2002): An Overview of the Flora and Fauna of Deception Island 24–32. In: Valencia, J., Downie, R. (Eds.) Workshop on a Management Plan for Deception Island. Instituto Antártico Chileno pp. 1–109.
- Downie, R.H., Convey, P., McInnes, S.J., Pugh, P.J.A. (2000): The non-marine invertebrate fauna of Deception Island (Maritime Antarctic): a baseline for a comprehensive biodiversity database. Polar Record 36 (199): 297–304.
- Dózsa-Farkas, K., Convey, P. (1997): *Christensenia*, a new terrestrial enchytraeid genus from Antarctica. Polar Biology 17: 482–486.

- Dunger, W., Schlitt, B. (2011): Synopses on Palaearctic Collembola. vol. 6/1: Tullbergiidae. *Soil Organisms* 83 (1): 1–168.
- Ellis-Evans, J.C., Walton, D. (1990): The process of colonization in Antarctic terrestrial and freshwater ecosystems. *Proceedings of the NIPR Symposium on Polar Biology* 3: 151–163.
- Elmer, M., Hohberg, K., Russell, D., Christian, A., Schulz, H.-J., Wanner, M. (2010): Succession of the soil faunal community during initial ecosystem development. In: Schaaf, W., Biemelt, D., Hüttl, R.F. (Eds.): Initial development of the artificial catchment 'Chicken Creek' - monitoring program and survey 2005-2008. *Ecosystem Development* 2: 97–118.
- Erize, F.J. (1987): The impact of tourism on the Antarctic environment. *Environmental International* 13: 133–136.
- Estrada, E.G., Sánchez, I., Bassols, I. (1988): Acaros del suelo de dos zonas del Valle de Tehuacan, Puebla, Mexico. *Folia Entomol. Mex.* 76: 225–236.
- Fitzsimons, J.M. (1971): On the food habits of certain Antarctic Arthropods from coastal Victoria Land and Adjacent Islands. *Pacific Insects Monograph* 25: 121-125
- Fjellberg, A. (1994): Collembola of Norwegian Arctic Islands. *Meddelelser No.* 133, Oslo.
- Fjellberg, A. (1998): The Collembola of Fennoscandia and Denmark. Part I: Poduromorpha. *Fauna Entomologica Scandinavica*, 35: 184 pp.
- Fjellberg, A. (2007): The Collembola of Fennoscandia and Denmark. Part. II: Entomybryomorpha and Symphypleona. *Fauna Entomologica Scandinavia* 42: 264 pp.
- Fox, A.J., Paul, A., Cooper, R. (1994): Measured properties of the Antarctic ice sheet derived from the SCAR Antarctic digital database. *Polar Record* 30: 201–206.
- Franco, P.J., Edney, E.B., McBrayer, J.F. (1979): The distribution and abundance of soil arthropods in the Northern Mojave desert. *J. Arid Environ.* 2: 137–149
- Fraser, W.R., Patterson-Fraser, D.L. (2009): Distinguishing Human Impacts at Palmer Station, Antarctica. *Antarctic Treaty Consultative Meeting XXXII*, IP 80: 9 S.
- Frati, F., Fanciulli, P.P., Carapelli, A., Dallai R. (1997): The Collembola of northern Victoria Land (Antarctica): distribution and ecological remarks. *Pedobiologia* 41: 50–55.
- Freckman, D.W., Virginia, R.A. (1997): Low-diversity Antarctic soil nematode communities: distribution and response to disturbance. *Ecology* 78: 363–369.
- Frenot, Y., Chown, S.L., Whinam, J., Selkirk, P., Convey, P., Skotnicki, M., Bergstrom, D.M. (2005): Biological invasions in the Antarctic: extent, impacts and implications. *Biological Reviews* 80: 45–72.
- Gabriel, A.G.A., Chown, S.L., Barendse, J., Marshall, D.J., Mercer, R.D., Pugh, P.J.A., Smith, V.R. (2001): Biological invasions of Southern Ocean islands, the Collembola of Marion Island as a test of generalities. *Ecography* 24: 421–430.
- Giller, P.S. (1996): The diversity of soil communities, the "poor man's tropical forest". *Biodiversity and Conservation* 5: 135–168.
- Goddard, D.G. (1979a): The Signy Island terrestrial reference sites: XI. Population studies on the Acari. *Antarct. Surv. Bull.* 48: 71–92.

- Goddard, D.G. (1979b): Biological observations on the free-living mites of Signy Island. *Antarct. Surv. Bull.* 49: 181–205.
- Goddard, D.G. (1982): Feeding biology of free-living Acari at Signy Island, South Orkney Islands. *British Antarctic Survey Bulletin* 51: 290–293.
- Greenslade, P. (1992): New records of *Mesaphorura* (Collembola: Onychiuridae, Tullbergiinae) species from Australia, Macquarie Island and the Antarctic. *Transactions of the Royal Society of South Australia* 116: 141–143.
- Greenslade, P. (1995): Collembola from the Scotia Arc and Antarctic Peninsula including descriptions of two new species and notes on biogeography. *Polskie Pismo Entomologiczne*, 64: 305–319.
- Greenslade, P. (2006): Invertebrates of Macquarie Island. Kingston, TAS: Australian Antarctic Division: 326 pp.
- Greenslade, P. (2010): South Shetlands Collembola fauna revisited. *Antarctic Science* 22: 233–242.
- Greenslade, P., Convey, P. (2011): Exotic Collembola on subantarctic islands: pathways, origins and biology. *Biological Invasions*. DOI 10.1007/s10530-011-0086-8.
- Greenslade, P., Convey, P. (2012): Exotic Collembola on subantarctic islands: pathways, origins and biology. *Biological Invasions* 14: 405–417.
- Greenslade, P., Wise, K.A.J. (1984): Additions to the collembolan fauna of the Antarctic. *Transactions of the Royal Society of South Australia* 108: 203–205.
- Gressitt, J.L. (1967): Notes on arthropod populations in the Antarctic Peninsular-South Shetland Islands-South Orkney Islands area. *Entomology of Antarctica (Antarctic research series)* 10: 373–391
- Gressitt, J.L., Weber, N.A. (1959): Bibliographic Introduction to Antarctic-Subantarctic Entomology. *Pacific Insects*. 1(4): 441–480.
- Gressitt, J.L., Yoshimoto, C.M. (1963): Dispersal of animals in the Pacific. *Pacific Basin Biogeography - a Symposium*: 283–292.
- Gressitt, J.L., Leech, R.E., Wise, K.A.J. (1963): Entomological investigations in Antarctica. *Pacific Insects* 5 (1): 287–304
- Gressitt, J.L., Maa, T.C., Mackerras, I.M., Nakata, S., Quate, L.W. (1961): Problems in the Zoogeography of Pacific and Antarctic insects. *Pacific Insects Monograph* 2: 1–94.
- Gryziak, G. (2009): Colonization by mites glacier-free areas in King George Island, Antarctica. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília 44: 891–895.
- Hack, W.H. (1949): Nota sobre un colémbolo de la Antártida Argentina *Achorutes viaticus* Tullberg. *Notas del Museo de la Plata* 14: 211–212.
- Hallan, J. (2005): Synopsis of the described Actinedida of the world. <http://insects.tamu.edu/research/collection/hallan/acari/Actinedida1.htm>
- Hammer, M. (1958): Investigations on the oribatid fauna of the Andes mountains. I. The Argentine and Bolivia. *Biologiske Skrifter udgivet af Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab* 10: 1–129.
- Hart, I.B. (2006): Whaling in the Falkland Islands Dependencies 1904–1931. A history of shore and bay-based whaling in the Antarctic. Pequena, Newton St. Margarets, United Kingdom.

- Hässel de Menendez, G.G. (1977): Liverworts new to South Georgia. – British Antarctic Survey Bulletin 46: 99–108.
- Hawes, T.D., Worland, M.R., Convey, P., Bale, J.S. (2007): Aerial dispersal of springtails on the Antarctic Peninsula: implications for local distribution and demography. *Antarctic Science* 19: 3–10.
- Hawes, T.C., Bale, J.S., Worland, M.R., Convey, P. (2008): Trade-offs between microhabitat selection and physiological plasticity in the Antarctic springtail, *Cryptopygus antarcticus* (Willem). *Polar Biology* 31: 681–689.
- Hayward, S.A.L., Worland, R.M., Convey, P., Jeff, S. (2004): Habitat moisture availability and the local distribution of the Antarctic Collembola *Cryptopygus antarcticus* and *Friezea grisea*. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 927–934.
- Hemmings, A.D., Roura, R. (2003): A square peg in a round hole: fitting impact assessment under the Antarctic Environmental Protocol to Antarctic tourism. *Impact Assessment and Project Appraisal* 21: 13–24.
- Henssen, A., Renner, B. (1981): Studies in the lichen genus *Psoroma* I. *Psoroma tenue* and *Psoroma cinnamomeum*. – *Mycotaxon* 13: 433–449.
- Higashi, S., Sugawara, H. (1992): Springtails in the Antarctica. *Insectarium* 29: 52–58.
- Hiruta, S., Ohyama, Y (1995): A preliminary report on terrestrial invertebrates in the Asuka Station area, Antarctica. *Proc. NIPR Symp. Polar Biol.* 8: 188–193.
- Hofman, R., Jatko, J. (2000): Assessment of the possible cumulative environmental impacts of commercial ship-based tourism in the Antarctic Peninsula Area. National Science Foundation, Washington: 94 S.
- Hogg, I.D., Stevens, M.I. (2002): Soil Fauna of Antarctic Coastal Landscapes. In: Beyer, L. & M. Bölker (eds): *Geocology of Antarctic Ice-Free Coastal Landscapes*. Springer, Berlin Heidelberg New York: 265–280.
- Hogg, I.D., Cary, S.C., Convey, P., Newsham, K.K., O'Donnell, A.G., Adams, B.J., Aislabie, J., Frati, F., Stevens, M.I., Wall, D.H. (2006): Biotic interactions in Antarctic terrestrial ecosystems: Are they a factor? *Soil Biology & Biochemistry* 38: 3035–3040.
- Holmes, N.D., Giese, M.A., Achurch, H., Robinson, S., Kriwoken, L. (2006): Behaviour and breeding success of gentoo penguins *Pygoscelis papua* in areas of low and high human activity. *Polar Biology* 29: 399–412.
- Holovachov, O., Boström, S. (2006): Description of *Acrobeloides arctowskii* sp. N. (Rhabditida: Cephalobidae) from King Georg Island, Antarctica. *Russian J. Nematol.* 14: 51–56.
- 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 Environmental Change* 20: 96–112.
- Hughes, K.A. and Convey, P. (2012): Determining the native / non-native status of newly discovered terrestrial and freshwater species in Antarctica - Current knowledge, methodology and management action. *Journal of Environmental Management* 93: 52–66.
- Hughes, K.A., Convey, P., Maslen, N.R., and Smith, R.I.L. (2010): Accidental transfer of non-native soil organisms into Antarctica on construction vehicles. *Biological 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., Bridge, P.D., Chown, S.L. (2011): Food for thought: Risks of non-native species transfer to the Antarctic region with fresh produce. *Biological Conservation* 144: 1682–1689.
- Hunter, P.E. (1967): Rhodacaridae and Parasitidae mites (Acarina: Mesostigmata) collected by the British Antarctic Survey, 1961–1964. *British Antarctic Survey Bulletin* 13: 31–39.
- IAATO (2001): Issues relating to cumulative environmental impacts of tourist activities. *Antarctic Treaty Consultative Meeting XXIV IP 52*: 17 S.
- IAATO (2010): Non-IAATO Tourism and Visitation in Antarctica, *Antarctic Treaty Consultative Meeting XXXIII, IP 75*: 4 S.
- IAATO (2011): IAATO Overview of Antarctic Tourism: 2010–11 Season and Preliminary Estimates for the 2011–12 Season. *Antarctic Treaty Consultative Meeting XXXIV, IP 106*: 19 S.
- Janetschek, H. (1962): Über die wirbellose Landfauna des Rossmeergebietes (Antarctica). *Anzeiger für Schädlingkunde* 31: 8–12.
- Janetschek, H. (1967): Arthropod ecology of South Victoria Land Antarctica. *Entomology of Antarctica. Antarctic research series* 10: 205–293.
- Jennings, P.G. (1976): Tardigrada from the Antarctic Peninsula and Scotia Ridge region. *British Antarctic Survey Bulletin* 44: 77–95.
- Jennings, P.G. (1979): Signy Island reference sites: X. Population dynamics of Tardigrada and Rotifera. *British Antarctic Survey Bulletin* 47: 89–105.
- Judson, M. (1995): Identity of the Antarctic mite *Gainia nivalis* Trouessart (Acari, Nanorchestidae). *Bull. Mus. Natl. Hist. nat. Paris* 17: 83–8.
- Karg, W., Schorlemmer, A. (2009): New insights into predatory mites (Acarina, Gamasina) from tropical rain forests with special reference to distribution and taxonomy. *Zoosystematics and Evolution* 85: 57–91.
- Kazmierski, A. (1998): Tydeinae of the world: generic relationships, new and redescribed taxa and keys to all species. A revision of the subfamilies Pretydeinae and Tydeinae (Acari: Actinedida: Tydidae) – part IV. *Acta Zoologica Cracoviensia* 41: 283–455.
- Kennicutt, M.C., Klein, A., Montagna, P., Sweet, S., Wade, T., Palmer, T., Sericano, J., Denoux, G. (2010): Temporal and spatial patterns of anthropogenic disturbance at McMurdo Station, Antarctica. *Environmental Research Letters* 5: 10 S.
- Kethley, J. (1990): Acarina: Prostigmata (Actinedida). In: Dindal, D.L. (ed.): *Soil Biology Guide*. Wiley, New York: pp. 667–756.
- Kethley, J., Welbourne, W.C. (2010): Artificial key to the families of soil Prostigmata. Unveröff. Manuscript, OSU Acarological Sommer Program: *Soil Acarology*: 368 S.
- Knox, G.A. (2006): *The biology of the Southern Ocean*, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton: 640 S.
- Kranzt, G.W., Walter, D.E. (2009): *A Manual of Acarology*. 3rd Edn. Texas Tech Univ. Press, Lubbock: 807 pp.
- Kriwoken, L.K., Rootes, D. (2000): Tourism on ice: environmental impact assessment of Antarctic tourism. *Impact Assessment and Project Appraisal* 18: 138–150.

- Lister, A., Block, W., Usher, M.B. (1988): Arthropod predation in an Antarctic terrestrial community. *Journal of Animal Ecology* 57: 957–971.
- Longton, R.E. (1988): The biology of Polar bryophytes and lichens. – Cambridge University Press, Cambridge/New York/New Rochelle/Melbourne/Sydney.
- Lynch, H.J., Crosbie, K., Fagan, W.F., Naveen, R. (2009): Spatial patterns of tour ship traffic in the Antarctic Peninsula region. *Antarctic Science* 22:123–130.
- Macfadyen, A. (1961): Improved funnel-type extractors for soil arthropods. *J. Anim. Ecol.* 30: 171–184.
- Maher, H. (2005): Managing Tourism in Antarctica – A Framework for the Future. Master Thesis, Univ. Otago, New Zealand: 154 S.
- Mahunka, S. (1967): *Pygmephorus antarcticus* n.sp., eine neue Milbenart von der Antarktis (Acari: Tarsonemini). *Opusc. Zool. Budapest* 7: 227–228.
- Marshall, D.J., Pugh, P.J.A. (1996): Origin of the inland Acari of Continental Antarctica, with particular reference to Dronning Maud Land. *Zoological Journal of the Linnean Society* 118: 101–118.
- Marshall, D.J., Gremmen, N.J.M., Coetzee, L., OConnor, B.M., Pugh, P.J.A., Theron, P.D., Ueckermann, E.A. (1999): New records of Acari from the sub-Antarctic Prince Edward Island. *Polar Biol.* 21: 84–89.
- Maslen, N.R. (1979a): Six new nematode species from the maritime Antarctic. *Nematologica* 25: 288–308.
- Maslen, N.R. (1979b): Additions to the nematode fauna of the Antarctic Region with keys to taxa. *Br. Antarct. Surv. Bull.* 49: 207–229.
- Maslen, N.R., Convey, P. (2006): Nematode diversity and distribution in the southern maritime Antarctic – clues to history? *Soil Biol. Biochem.* 38: 3141–3151.
- Massoud, Z., Rapoport, E.H. (1968): Collemboles Isotomides d'Amerique du sud et de l'Antarctique. *Biol. Amer. Aus. CNRS France* 4: 307–337.
- McDaniel, B., Theron, P.D. (1979): A new distribution record and a morphological variant of *Terpnacarus glebulentus* Theron (Acari: Terpnacaridae). *Entomological News* 90: 143–144.
- McInnes, S.J., Pugh, P.J.A. (1998): Biogeography of limno-terrestrial Tardigrada, with particular reference to the Antarctic fauna. *Journal of Biogeography* 25: 31–36.
- McInnes, S.J., Pugh, P.J.A. (1999): Zonation in Antarctic lake-dwelling benthic meiofauna, with emphasis on the Tardigrada. *Zoologischer Anzeiger* 238: 283–288.
- McNeill, M., Phillips, C., Young, S., Shah, F., Aalders, L., Bell, N., Gerard, E., Littlejohn, R. (2011): Transportation of nonindigenous species via soil on international aircraft passengers' footwear. *Biological Invasions* 13: 2799–2815.
- Mertens, J., Coessens, R., Blanquaert, J.P. (1983): Reproduction and development of *Hypogastrura viatica* (Collembola) in relation to temperature and submerged conditions. *Revue d'Ecologie et Biologie du Sol* 20: 567–577.
- Michael, A.D. (1895): Ueber die auf Süd-Georgien von der deutschen Station 1882-1883 gesammelten Oribatiden. *Jahrbuch der Hamburgischen Wissenschaftlichen Anstalten* 12: 69–72.
- Micol, T., Jouventin, P. (2001): Long-term population trends in seven Antarctic seabirds at ointe Geologie (Terre Adélie); human impact compared with environmental change. *Polar Biology* 24: 175–185.

- Murray, C., Jabour, J. (2004): Independent expeditions and Antarctic tourism policy. *Polar Record* 40: 309–317.
- Murray, J. (1906): Scottish National Antarctic Expedition: Tardigrada of the South Orkneys. *Transactions of the Royal Society of Edinburgh* 45: 323–338.
- Naveen, R., Forrest, S.C., Dagit, R. G., Blight, L.K., Trivelpiece, W.Z., Trivelpiece, S.G. (2001): Zodiac landings by tourist ships in the Antarctic Peninsula region, 1989–99. *Polar Record* 37: 121–132.
- Naveen, R., Lynch, H. (2011): Antarctic Peninsula Compendium, 3rd Edition. Antarctic Site Inventory - Report to the United States Environmental Protection Agency. Oceanites Inc., Chevy Chase, Maryland: 358 S.
- Nedelchev, S., Peneva, V. (2000): Description of three new species of the genus *Mesodorylaimus* Andrássy, 1959 (Nematoda: Dorylaimidae) from Livingston Island, Antarctica, with notes on *M. imperator* Loof, 1975. *Russian J. Nematol.* 8: 161–172.
- Nedelchev, S., Peneva, V. (2007): Description of the male of *Mesodorylaimus chipevi* Nedelchev & Peneva, 2000 (Nematoda: Dorylaimidae) from Livingston Island, Antarctica. *Russian J. Nematol.* 15: 75–78.
- Nkem, J.N., Wall, D.H., Virginia, R. A., Barrett, J.E., Broos, E.J., Porazinska, D.L., Adams, B.J. (2006): Wind dispersal of soil invertebrates in the McMurdo Dry Valleys, Antarctica. *Polar Biol.* 29: 346–352.
- Noble, J.C., Whitford, W.G., Kaliszewski, M. (1996): Soil and litter microarthropod populations from two contrasting ecosystems in semi-arid eastern Australia. *J. Arid Environ.* 32: 329–346.
- Norton, R.A., Behan-Pelletier, V.M. (2009): Suborder Oribatida. In: Krantz, G.W., Walter, D.E. (eds) *A Manual of Acarology*, 3rd ed. Texas Tech University Press, Lubbock, TX, USA: pp. 430–564.
- Ochyra, R., Smith, R.I.L., Bednarek-Ochyra, H. (2008): *The illustrated Moss Flora of Antarctica*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Ohyama, Y. (1978): Population density of free-living mites in the ice-free areas around Syowa Station, East Antarctica. *National Institute of Polar Research* 60: 47–56.
- Ohyama, Y., Hiruta, S. (1995): The terrestrial arthropods of S r Rondane in eastern Dronning Maud Land, Antarctica, with biogeographical notes. *Polar Biology* 15: 341–347.
- Ohyama, Y., Shimada, K. (1998): Ecological survey of Collembolans in King George Island, maritime Antarctic. *Edaphologia*, 60: 23–35.
- Olech, M. (2004): *Lichens of King George Island, Antarctica*. – Institute of Botany of the Jagiellonian University, Krak w.
-  vstedal, D.O., Smith, R.I.L. (2001): *Lichens of Antarctica and South Georgia. A guide to their Identification and Ecology*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Peat, H.J., Clarke, A., Convey, P. (2007): Diversity and biogeography of the Antarctic flora. *Journal of Biogeography* 34: 132–146.
- Peneva, V., Chipev, N., Nedelchev, S. (1996): *Prionchulus punctatus* Cobb, 1917, a new record from Patagonia (Chile), with notes on other mononchids from Antarctic Regions.
- Peter, H.-U., Buesser, C., Mustafa, O., Pfeiffer, S. (2008): Risk assessment for the Fildes Peninsula and Ardley Island, and development of management plans for their designation as Specially Protected or Specially Managed Areas. UBA Texte 20/08 German Environmental Agency, Dessau. 478 S.

- Peter, H.-U, Braun, C., Janowski, S., Nordt, A., Nordt, A., Stelter, M. (2013): The current environmental situation and proposals for the management of the Fildes Peninsula region. UBA Texte 03/2013, German Environmental Agency, Dessau. 127 S. + Appendices
- Petersen, H., Luxton, M. (1982): A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. *Oikos* 39 (3): 284–422.
- Pfeiffer, S., Peter, H.-U. (2004): Ecological studies toward the management of an Antarctic tourist landing site (Penguin Island, South Shetland Islands). *Polar Record* 40: 345–353.
- Poland, J.S., Riddle, M.J., Zeeb, B.A. (2003): Contaminants in the Arctic and the Antarctic: a comparison of sources, impacts, and remediation options. *Polar Record* 39: 369–383.
- Pomorski, R.J. (1998): Onychiurinae of Poland. *Genus* (Suppl.): 201 pp.
- Pomorski, R.J., Skarzynski, D. (1995): Springtails (Collembola) collected in Chupa Inlet region (N Karelia, Russia). *Acta Universitatis Wratislaviensis 1744 (Prace Zoolgiczne 29)*: 47–57.
- Porazinska, D.L, Wall, D.H., Virginia, R.A. (2002): Invertebrates in ornithogenic soils on Ross Island, Antarctica. *Polar Biol.* 25: 569–574.
- Potapov, M. (1991): *Antarctophorus* - a new genus of Isotomidae (Collembola) from Antarctica. *Revue Ecologie et Biologie du Sol* 28: 491–495.
- Potapov, M. (2001). Synopses on Palaearctic Collembola. vol. 3: Isotomidae. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz*. 73: 1–603.
- Pugh P.J.A. (1993): A synonymic catalogue of the Acari from Antarctica, the sub-Antarctic Islands and the Southern Ocean. *Journal of Natural History* 27: 323–421.
- Pugh P.J.A. (1994): Non-indigenous Acari of Antarctica and the sub-Antarctic islands. *Zoological Journal of the Linnean Society* 110: 207–217.
- Pugh, P.J.A. (1997): Acarine colonisation of Antarctica and the islands of the Southern Ocean: the role of zoohoria. *Polar Record* 33. 113–122.
- Pugh, P.J.A., Dartnall, H.J.G. (1994): The Acari of fresh and brackish-water habitats in the Antarctic and sub-Antarctic regions. *Polar Biology* 14: 401–404.
- Richard, K.J., Convey, P., Block, W. (1994): The terrestrial arthropod fauna of the Byers Peninsula, Livingston Island, South Shetland Islands. *Polar Biology* 14: 371–379.
- Richters, F. (1904): Vorläufiger Bericht über die antarktische Moosfauna. *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft*. 24: 236–239.
- Roura, R. (2009): Making Tangible Progress on a Strategic Vision for Antarctic Tourism. *ATCE IV, IP 10*, 4 S.
- Roura, R., Hemmings, A.D., Barnes, J. (2008): A decade of Antarctic tourism: Status, change, and actions needed. *Antarctic Treaty Consultative Meeting XXXI, IP41*: 15 S.
- Rounsevell, D. (1978): Populations of introduced arthropods at Australian Antarctic stations. *Pacific Insects* 18: 199–202.
- Rounsevell, D.E., Greenslade, P. (1988): Cuticle structure and habitat in the Nanorchestidae (Acari: Prostigmata). *Hydrobiologia* 165: 209–212.

- Russell, D.J., Alberti, G. (2009): Actinedid mite community diversity in a succession gradient in continental sand-dune habitats of central Europe. In: Sabelis, M.W., Bruin, J. (eds.) Trends in Acarology. Springer, Dordrecht S. 135–142.
- Ryan P.G., Watkins, B.P., Smith, R.I.L., Dastych, H., Eicker, A., Foissner, W., Heatwole, H., Miller, W.R., Thompson, G. (1989): Biological survey of Robertskollen western Dronning Maud Land Antarctica area description and preliminary species lists. South African Journal of Antarctic Research 19: 10–20.
- Ryss A., Boström, S., Sohlenius, B. (2005): Tylenchid nematodes found on the nunatak Basen, East Antarctica. Annales Zoologici 55(3): 315–324.
- Salmon, J. (1949): The Collembola of the United States Antarctic Service Expedition 1939–41. Royal Entomological Society of London, 18: 161–162.
- Salmon, J.T. (1962): A new species and redescription of Collembola from Antarctica. Pacific Insects, 4: 87–889.
- Sanchez-Rocha, I., Palacios-Vargas, J. G. (1996): Edaphic mites (Acari: Prostigmata) from Queretaro State, Mexico (abstract). XII Intl Colloq Soil Zool., Dublin: Pg. 92
- Sanyal, A.K. (2004): Diversity of Invertebrate Fauna of Schirmacher Oasis, East Antarctica. Zoological Survey of India 17: 173–187.
- Sanyal, A.K., Gupta, S.K. (2005): Acari from Antarctic continent: one new species of *Proctolaelaps* (Mesostigmata: Ascidae) and some new reports (Prostigmata, Astigmata, Mesostigmata, Cryptostigmata). Proceedings of the Zoological Society (Calcutta) 58: 79–84.
- Sanyal, A.K., Hazra, A.K. (2008): A review on studies on Collembola (Insecta) and mite (Acari) in Schirmacher Oasis, East Antarctica. Bionotes 10: 118–120.
- Schaeffer, C. (1891): Die Collembola von Süd-Georgien nach der Ausbeute der deutschen Station von 1882/1883. Jahrbuch der Hamburgischen Wissenschaftlichen Anstalten 9: 193–201.
- Schatz, H., Dusbábek, F., Bukva, V. (1991): Arrival and establishment of acari on oceanic islands. Modern Acarology 2 proceedings of the 8 International Congress of Acarology held in Ceske Budejovice, Czechoslovakia, 6–11 August 1990: 613–618.
- Schulte, G.G., Elnitsky, M.A., Benoit, J.B., Denlinger, D.L., Lee, R.E. (2008): Extremely large aggregations of collembolan eggs on Humble Island, Antarctica: a response to early seasonal warming? Polar Biology 31: 889–892.
- Simmons, B.L., Wall, D.H., Adams, B.J., Ayres, E., Barrett, J.E., Virginia, R.A. (2009). Terrestrial mesofauna in above- and below-ground habitats: Taylor Valley, Antarctica. Polar Biol. 32: 1549–1558.
- Sinclair, B.J. (2001): On the distribution of terrestrial invertebrates at Cape Bird, Ross Island, Antarctica. Polar Biology 24: 394–400.
- Sinclair, B.J., Stevens, M.I. (2006): Terrestrial microarthropods of Victoria Land and Queen Maud Mountains, Antarctica: Implications of climate change. Soil Biology & Biochemistry 38: 3158–3170.
- Sinclair, B.J., Scott, M.B., Klok, C. J., Terblanche, J.S., Marshall D.J., Reyers, B., Chown, S.L. (2006): Determinants of terrestrial arthropod community composition at Cape Hallett, Antarctica. Antarctic Science 18: 303–312.
- Slabber, S., Chown, S.L. (2002): The first record of a terrestrial crustacean, *Porcellio scaber* Isopoda, Porcellionidae, from sub Antarctic Marion Island. Polar Biol. 25: 855–858.

- Smellie, J.L., López-Martínez, J., Headland, R.K., Hernández-Cifuentes, F., Maestro, A., Millar, I.L., Rey, J., Serrano, E., Somoza, L. Thomson, J.W. (2002): Geology and geomorphology of Deception Island. BAS GEOMAP Series, Sheets 6-A and 6-B, 1:25000. Cambridge, British Antarctic Survey: 78 pp.
- Smith, R.I.L. (2005a): The bryophyte flora of geothermal habitats on Deception Island, Antarctica. *Journal of the Hattori Botanical Laboratory* 97: 233–248.
- Smith, R.I.L. (2005b): The thermophilic bryoflora of Deception Island: unique plant communities as a criterion for designating an Antarctic Specially Protected Area. *Antarctic Science* 17: 17–27.
- Smith, T., Wharton, D.A., Marshall, C.J. (2008): Cold tolerance of an Antarctic nematode that survives intracellular freezing: comparisons with other nematode species. *J. Comp. Physiol. B* 178: 93–100.
- Sohlenius, B., Bostrom, S., Hirschfelder, A. (1995): Nematodes, Rotifers and Tardigrades from nunataks in Dronning-Maud-Land, East Antarctica. *Polar Biology* 15: 51–56.
- Sohlenius, B., Boström, S., Jönsson, K.I. (2004): Occurrence of nematodes, tardigrades and rotifers on ice-free areas in East Antarctica. *Pedobiologia* 48: 395–408.
- Sohlenius, B., Bostrom, S. (2008): Species diversity and random distribution of microfauna in extremely isolated habitable patches on Antarctic nunataks. *Polar Biology* 31: 817–825.
- Sømme, L. (1986): New records of terrestrial arthropods from Dronning Maud Land Antarctica. *Polar Research* 4: 225–230.
- Sømme, L., Stromme, A., Zachariassen, K. (1993): Notes on the ecology and physiology of the Antarctic oribatid mite *Maudheimia wilsoni*. *Polar Research* 12: 21–25.
- Spaull, V.W. (1973): Distribution of soil nematodes in the maritime Antarctic. *British Antarctic Survey Bulletin* 37: 1–6.
- Starý, J., Block, W., Greenslade, P. (1997): Oribatid mites (Acari: Oribatida) of sub-Antarctic Heard Island. *Journal of Natural History* 31: 545–553.
- Starý, J., Block, W. (1998): Distribution and biogeography of oribatid mites (Acari: Oribatida) in Antarctica, the sub-Antarctic islands and nearby land areas. *Journal of Natural History* 32: 861–894.
- Steinberger, Y., Aldon, E.F., Whitford, W.G. (1990): Soil microarthropod fauna of four habitats of the Rio Puerco watershed, New Mexico. *Southwest Nat.* 35: 279–284.
- Stevens, M.I., Hogg, I.D. (2002): Expanded distributional records of Collembola and Acari in southern Victoria Land, Antarctica. *Pedobiologia* 46: 485–495.
- Stevens M.I., Hogg I.D. (2006a): Contrasting levels of mitochondrial DNA variability between mites (Penthalodidae) and springtails (Hypogastruridae) from the Trans-Antarctic Mountains suggest long-term effects of glaciation and life history on substitution rates, and speciation processes. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 3171–3180.
- Stevens, M.I., Hogg, I.D. (2006b): The molecular ecology of Antarctic terrestrial and limnetic invertebrates. In Bergstrom, D., Convey, P., Huiskes, A., eds. *Trends in Antarctic terrestrial and limnetic ecosystems*. Dordrecht: Springer: 1–11.
- Stevens, M., Greenslade, P., Hogg, I.D., Sunnucks, P. (2005): Southern Hemisphere springtails: could they have survived glaciation of Antarctica? *Molecular Biology and Evolution* 23: 874–882.

- Strandtmann, R.W. (1967): Terrestrial Prostigmata (Trombidiform mites). Antarctic Research Series 10: 51–80.
- Strandtmann, R. W. (1968): A comparison of the prostigmatic eupodiforme mites of the north and south polar regions. Proceedings 13th International Congress of Entomology, Moscow 3: 354–354.
- Strandtmann, R.W., Tilbrook, P.J. (1968): Some Prostigmata (Acari) from Signy Island, South Orkney Islands, and Deception Island, South Shetland Islands. Antarct. Surv. Bull. 17: 51–57.
- Strandtmann, R.W., Pittard, D., Schaefer, P. (1967): Prostigmatic mites and other terrestrial arthropods of Antarctica. Antarctic Journal: 106–107.
- Strenzke, K. (1955): Thalassophile und thalassobionte Collembolen. Die Tierwelt der Nord- und Ostsee 36: 52.
- Strong, J. (1967): Ecology of terrestrial arthropods at Palmer Station, Antarctic Peninsula. Entomology of Antarctica 10: 357–371.
- Taskaeva, A.A., Nakul, G.L. (2010): Populations of Collembola at colonies of sea-gulls in Kolokolkoba Bay. In (eds. Taskaev, A.I. et al.) Actual problems of ecology and biology. Syktyvkar: 120–122.
- Tejedo, P., Justel, A., Benayas, J., Rico, E., Convey, P., Quesada, A. (2009): Soil trampling in an Antarctic Specially Protected Area: tools to assess levels of human impact. Antarctic Science 21: 229–236.
- Terauds, A., Chown, S.L., Bergstrom, D.M. (2011): Spatial scale and species identity influence the indigenous-alien diversity relationship in springtails. Ecology 92: 1436–1447.
- Theron, P.D. (1976): new species of the genus *Terpnacarus* Grandjean (Acari: Terpnacaridae) with notes on the biology of one species. Journal of the entomological Society of South Africa 39: 131–141.
- Thibaud, J.-M., Schulz, H.-J., da Gama M.M. (2004): Synopses on Palearctic Collembola. vol. 4: Hypogastruridae. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 75: 1–287.
- Thor, G. (1996): Mites collected in Heimefrontjella and Vestfjella (Dronning Maud Land, Antarctica). Fauna Norvegica Serie B 43: 69–73.
- Tilbrook, P.J. (1967a): Arthropod ecology in the maritime Antarctic. Antarctic Research Series 10: 331–356.
- Tilbrook, P.J. (1967b): Terrestrial invertebrate fauna of maritime Antarctic. Philosophical transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences 252: 261–278.
- Timm, R.W. (1971): Antarctic soil and freshwater nematodes from McMurdo Sound Region. Proc. Helminthol. Soc. 38: 42–52.
- 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. Antarctic Science 21: 3–33.
- Torricelli, G., Carapelli, A., Convey, P., Nardi, F., Boore, J.L., Frati, F. (2010): High divergence across the whole mitochondrial genome in the “pan-Antarctic” springtail *Friesea grisea*: evidence for cryptic species? Gene. 449: 30–40.
- Trägårdh, I. (1908): The Acari of the Swedish South Polar Expedition. Wissenschaftliche Ergebnisse der Schwedischen Südpolar-Expedition 1901-1903 5: 1–34.

- Trathan, P.F., 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. *Biological Conservation* 141: 3019–3028.
- Treonis, A.M., Wall, D.H., Virginia, R.A. (2000): The use of anhydrobiosis by soil nematodes in the Antarctic Dry Valleys. *Functional Ecol.* 14: 460–467.
- Usher, M.B., Booth, R.G. (1984): Arthropod communities in a maritime Antarctic moss-turf habitat: three-dimensional distribution of mites and Collembola. *Journal of Animal Ecology* 53: 427–441.
- Usher, M.B., Booth, R.G. (1986): Arthropod communities in a maritime Antarctic moss-turf habitat - multiple scales of pattern in the mites and Collembola. *Journal of Animal Ecology* 55: 155–170.
- Usher, M.B., Edwards, M. (1984): The terrestrial arthropods of the grassward of Lynch Island, a specially protected area in Antarctica. *Oecologia* 63: 143–144.
- Usher, M.B., Edwards, M. (1986a): A biometrical study of the family Tydeidae (Acari, rostrigimata) in the maritime Antarctic, with descriptions of three new taxa. *Journal of Zoology, London* 209: 355–383.
- Usher, M.B., Edwards, M. (1986b): The selection of conservation areas in Antarctica: an example using the arthropod fauna of Antarctic islands. *Environmental conservation*. 13: 115–122.
- Usher, M.B., Edwards, M. (1986c): Two new species of tydeid mite (Acarina, Prostigmata) from the maritime Antarctic. *British Antarctic Survey Bulletin* 73: 1–7.
- VDLUFA (1991): Methodenbuch Band 1: Die Untersuchung von Böden. 4. Aufl., VDLUFA-Verlag, Speyer.
- Victoria, F. de Carvalho, Pereira, A.B., Pinheiro da Costa, D. (2009): Composition and distribution of moss formations in the ice-free areas adjoining the Arctowski region, Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Iheringia, Sér. Bot.* 64 (1): 81–91.
- Vogel, M., Nicholai, V. (1983): Invertebrates collected at the old whaling station, Grytviken, South Georgia. *Polar Record* 135: 607–609.
- Wahlgren, E. (1906): Antarktische und subantarktische Collembolen gesammelt von der schwedischen Südpolarexpedition. *Wissenschaftliche Ergebnisse der Schwedischen Südpolar-Expedition, 1901–1903* (Stockholm, 1908), *Zoologie* 1(5): 1–22.
- Wall, D.H., Adams, B.J., Barrett, J.E., Hopkins, D.W. (2006): A synthesis of soil biodiversity and ecosystem functioning in Victoria Land, Antarctica. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 3001–3002.
- Wallwork J.A. (1962): A redescription of *Notaspis antarctica* Michael, 1903 (Acari: Oribatei). *Pacific Insects* 4: 869–880.
- Wallwork, J.A. (1965): The Cryptostigmata (Acari) of Antarctica with special reference to the Antarctic Peninsula and South Shetland Islands. *Pacific Insects* 7: 453–468.
- Wallwork, J.A. (1972): Distribution patterns and population dynamics of the micro-arthropods of a desert soil in Southern California. *J. Anim. Ecol.* 41: 291–310.
- Wallwork, J.A. (1973): Zoogeography of some terrestrial micro-arthropoda in Antarctica. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 48: 233–259.
- Walter, D.E. (2001): Endemism and cryptogenesis in “segmented mites”: A review of Australian Alicorhagiidae, Terpnacaridae, Oehserchestidae and Grandjeanicidae (Acari: Sarcoptiformes). *Australian Journal of Entomology* 40: 207–218.

- Weiner, W. M. (1980): *Friesea woyciechowskii* sp. n. Collembola, Neanuridae from King George Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Polskie Pismo Entomologiczne* 50: 491–495.
- Wharton, D.A. (2002): Survival strategies. In: Lee, D.L. (ed.) *The biology of nematodes*. Taylor & Francis, London: pp. 389–411.
- Wharton, D. A. (2003): The environmental physiology of Antarctic terrestrial nematodes: a review. *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology* 173: 621–628.
- Wharton, D.A., Downes, M.F., Goodall, G., Marshall, C.J. (2005): Freezing and cryoprotective dehydration in an Antarctic nematode (*Panagrolaimus davidi*) visualized using a freeze substitution technique. *Cryobiology* 50: 21–28.
- Whinam, J., Chilcott, N., Bergstrom, D.M. (2005): Subantarctic hitchhikers: expeditioners as vectors for the introduction of alien organisms. *Biol. Conserv.* 121: 207–219.
- Willem, V. (1901): Les Collemboles recueillis par l'Expedition Antarctique Belge. *Annales de la Société Entomologique de Belgique*, 45: 260–262.
- Wise, K.A.J. (1964): New records of Collembola and Acarina in Antarctica. *Pacific Insects* 6: 522–523.
- Wise, K.A.J. (1967): Collembola (Springtails). *Antarctic Research Series* 10: 123–148. Wise, K.A.J. (1971): The Collembola of Antarctica. *Pacific Insects* 25: 57–74.
- Wise, K.A.J., Fearon, C.E., Wilkes, O.R. (1964): Entomological Investigations in Antarctica, 1962 - 63 season. *Pacific Insects* 6: 541–570.
- Witteveen, J., Joose, E.N.G. (1988): The effects of inundation on marine littoral Collembola. *Holarctic Ecology* 1: 1–7.
- Womersley, H., Strandtmann, R.W. (1963): On some free living prostigmatic mites of Antarctica. *Pacific Insects* 5: 451–472.
- Yeates, G.W., Bongers, T., De Goede, R.G.M., Freckman, D.W., Georgieva, S.S. (1993): Feeding habits in soil nematode families and genera – an outline for soil ecologists. *J. Nematology* 25: 315–331.
- Yue, Q.Y., Tamura, H. (2001): Three species of Collembola from Antarctic. *Entomologia Sinica* 8: 1–7.
- Zar, J.H. (1999): *Biostatistical Analysis*, 4th edn. Prentice Hall, Upper Saddle River, 663 S.

Anhang 1: Unterlagen für die standardisierte Beprobung v. a. durch externe Probennehmer.

Abb. A1-1: Anleitung zur bodenbiologischen Probennahme. Die Anleitung wurde vor der Geländearbeit mit allen Kooperationspartnern zusammen entwickelt und den Expeditionsleitern und Wissenschaftlern als Hilfestellung bei der Auswahl von Untersuchungsflächen und bei der tatsächlichen Beprobung gegeben.

Anleitung

Probenahme für die bodenbiologische Untersuchungen antarktischer Gebiete

1) Die verschiedenen Anlandungsorte werden im Sprachgebrauch des Vorhabens „Locations“ genannt (S. PDF-Datei, Abb.1)

- GPS Koordinaten der Location aufnehmen (z.B. vom Schiffsausrüstung)
- Beim An-Land Gehen zuerst:
 - Gesamteindruck des Gebietes gewinnen
 - Die ökologischen Bedingungen des Gesamtgebietes abschätzen
→ *hieraus basiert die Auswahl der einzelnen Untersuchungsflächen („Areale“, s. u.),*
 - Photos der Location nehmen (Gesamteindruck)
Bitte alle Photos mit hoher Auflösung (z.B. 5 Megapixel) zwecks späteres digitales einzoomen
 - Dokumentation der Location laut Protokoll
auch „nicht beprobare“ Locations (s.u.) mit Begründung (z.B. „witterungsbedingt“, kein beprobbarer Substrat“) protokollieren
- Beprobare Substrat (Kriterien):
 - Alle feinere Substrate; = echte „Boden“ bis Sand (= Korngröße bis 2 mm) inkl. Torf o.ä.
*Feinkies (Körngröße bis 6 mm) nur Ausnahmsweise bei einzelnen Proben
z.B. wenn Substrat der Gesamtlocation nur aus Feinkies besteht: Location verwerfen*
 - Mindest-Tiefe 10 cm
 - Location soll Vegetation (= Gras, Moos, Flechten, Bodenkrusten [= Algen]) aufweisen
Nicht jede Untersuchungsfläche (Areal) muss Vegetation aufweisen, aber einige

2) Auswahl der Untersuchungsflächen („Areale“, s. PDF-Datei, Abb. 1)

Die Areale sollen dem Gesamtgebiet möglichst biologisch/ökologisch repräsentativ sein

- Es gibt 2 „Grundtypen“ („Treatments“) von Areale:

(A) Anthropogen beeinflusste Areale (v.a. Touristen, Stationspersonal)

Rote Quadrate in Abb. 1 der PDF-Datei

!! dies soll nicht in der Hauptwege der Touristenströme liegen (Boden = zu verdichtet)
eher Stellen ca. 5-10 m vom Hauptweg entfernt

wo Menschen ab und zu, aber immer wieder (z.T. „verbotenerweise“) hingehen
„betreten aber nicht ausgetreten“

→ die Habitatsbedingungen dieser Treatments determinieren den zu beprobenden Habitattyp der Areale von Treatment-(B)

(B) Anthropogen unbeeinflusste Areale (Blaue Quadrate in Abb. 1 der PDF-Datei)

- Nie oder selten Menschen
- Auch keine offensichtliche Nist- oder Rastplätze von Tiere
- Soll der Habitattyp von (A) entsprechen (= Replikation!)
- Auswahl der Untersuchungsflächen („Areale“)
 - Pro „Treatment“ 3 „Areal“
 - Kriterien:
 - Beprobare Substrat
 - Vegetation vorhanden

Am besten alle, aber mind. 1 der drei Plots
Vegetation kann flächendeckend sein, aber auch nur sporadisch

Anhang 1, Abb. A1-1: Fortsetzung (Seite 2 der Anleitung)

Vegetation von Treatment-(A) kann infolge von Tritt etwas (!) reduziert sein

Die verschiedenen Areale eines Treatment-Typs können sich voneinander unterscheiden!

Die Habitatsbedingungen (auch bzgl. Exposition, Beschattung usw.) der Areale von (A) und (B) sollen sich aber entsprechen (= Replikation!)

z. B.: Areal(A)a-Areal(B)a ; Areal(A)b-Areal(B)b; Areal (A)c-Areal(B)c (Abb. 1)

- Größe der Areale ca. 2-5 m x 2-5 m (je nach Bedingungen)
- Entfernung der Areale voneinander mindestens 10-20 m (je nach Bedingungen)

- Arealbeschreibung dokumentieren laut Protokoll

Fotos der einzelnen Areale nehmen

Falls möglich, mit Fähnchen o. ä. als Probestelle-Markierung

Skizze mit der Lage der Areale im Gesamtgebiet (z.B. in Karte, falls vorhanden) anfertigen

3) Auswahl der einzelnen Probestellen

- 3 Proben pro Areal
- Proben mind. 70-100cm voneinander entfernt (möglichste Dreieck-Konfiguration)
- Verteilung der Proben möglichst entsprechend des Vegetations-Mosaiks
z. B.: nur sehr sporadisch Veg: 1 Probe in Vegetation, 2 Proben aus blanker Substrat
patchy Vegetation: 2 Probe in Vegetation, 1 Proben aus blanker Substrat
gute Vegetationsbedeckung: 3 Probe in Vegetation, 0 Proben aus blanker Substrat
- Dokumentation von jeder Probestelle laut Protokoll
Skizze der Verteilung der Proben im Areal inkl. Kennzeichnung von Vegetation(Mosaik) und markante Geländemerkmale (z. B. Steine, Felsen, Ruine, Tierkolonien)
Damit wir später die Habitatsbedingungen und Umgebung der Proben später nachvollziehen können
Photos von jeder Probestelle (direkt von Oben)
- Zusätzlich können einzelnen Proben von interessanten Mikrohabitaten genommen werden
z.B. Rand eines Schmelzsees oder -baches, abweichende Vegetation, Guano/Veg.-Boden (= ornithocrophile Veg./Boden)

4) Probenahme

- **Bodenproben** (inkl. sind darauf befindende Vegetation!)
 - Idealfall: mit Bodenstecher
bis max. 5 cm Tiefe (von Bodenoberfläche gemessen, nicht von Vegetation!)
 - wahrscheinlicher Normalfall: mit Handschaufel
definierte Durchmesser der Probe (Bodenstecher „simulieren“); Lineal bitte benutzen, Rund!
Je Flacher der Boden (weniger als 5cm Tiefe), desto größer der Probe, max. 10 cm in Durchmesser
Tiefe und Durchmesser der Probe dokumentieren (wenn unregelmäßig, mit Min. und Max.)
Protokollieren ob Probe mit Bodenstecher oder Handschaufel genommen
- **Zusätzliche Vegetationsproben**
Innerhalb Areal, zusätzliche Proben (nur Vegetation, z.B. Moos, Flechten)
Anzahl der Proben abhängig von Vegetationsmosaik und „unterscheidbarer“ Arten
[weiter von Volker]

Anhang 1, Abb. A1-1: Fortsetzung (Seite 3 der Anleitung)

5) Probebehandlung

- Bodenproben
 - Bodensubstrat (B) und darauf befindlichen Vegetation (V) der gleichen Probe in getrennten Tüten einpacken
 - Eindeutig unterscheidbare Probennummer mit Filzstift auf Plastiktüte markieren
 - Diese Nummer im Protokoll und Lage-Skizze dokumentieren
 - Plastiktüte mit Verschlussklipse verschließen
 - Kühl lagern (1-2°C) (darf nicht austrocknen oder erwärmen!)
- Zusätzliche Vegetationsproben
 - In Papiertüte (bzw. Kaffeefilter) einpacken
 - Eindeutige Kennzeichnung der Probe auf Tüte
 - Dokumentieren der Probennummer in Protokoll und Lage-Skizze
 - Trocken und Luftdurchlässig bei Zimmertemperatur lagern (kann/soll austrocknen!)

Bei Fragen bitte sofort E-Mail schicken an:

David.Russell@senckenberg.de

Karin.Hohberg@senckenberg.de und/oder

Volker.Otte@senckenberg.de

Abb. A1-2: Vorgefertigtes Geländeprotokoll zum Ausfüllen während der Probenahme durch die Expeditionsleiter und Wissenschaftler. Das standardisierte Protokoll dient als eine weitere Anleitungshilfe sowie zur Gewährleistung einer gleichartigen Aufnahme aller nötigen Daten durch die verschiedenen Probenehmer.

Beprobungsprotokoll Nr. _____ (von Blatt -1- übernehmen)					
Treatment A (anthropogen beeinflusst) Fortsetzung:		Core 1	Core 2	Core 3	Core 4
Areal A-c beeinflusst		Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____
FotoNr. _____					
Treatment B (anthropogen unbeeinflusst):		Core 1	Core 2	Core 3	Core 4
Areal B-a unbeeinflusst		Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____
FotoNr. _____					
Areal B-b unbeeinflusst		Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____
FotoNr. _____					
Areal B-c unbeeinflusst		Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____
FotoNr. _____					
Beprobungsprotokoll Nr. _____ Name des Probenehmers: _____ Datum: _____ Name der Lokalität: _____ GPS-Daten: _____ Geschätzte Größe der insgesamt beprobten bzw. beprobaren Fläche: _____ x _____ m Lufttemperatur: _____ °C Bodentemperatur: _____ °C Auffälliges (z. B. Seevogelkolonie, Schmelzwasserbach, ...) _____					
Bitte fotografieren Sie zuerst das Beprobungsprotokoll (Name der Location und Datum), dann die Location (Gesamteindruck) Notieren Sie die FotoNummern: _____ Wählen Sie für jedes Treatment (anthropogen beeinflusst /unbeeinflusst) je 3 Areale aus, die Sie mit jeweils 4 "Cores" beproben Fotografieren Sie jedes Areal: 3 anthropogen beeinflusste, 3 anthropogen unbeeinflusste und notieren Sie Lage und Besonderheiten Fotografieren Sie jede Beprobungsstelle senkrecht von oben und notieren Sie Durchmesser der Probenoberfläche und Tiefe					
Bitte Notieren Sie: Art u. Größe d. <u>Beeinflussung</u> <u>Substrattyp, Vegetation</u> (mit geschätzter Deckung in % der Fläche), Schwierigkeiten, Schnee, Besonderheiten, Entfernung zu Touristenhauptweg		Achtung: Cores mind. 70 cm auseinander! Veget: notieren Sie Art des Bewuchses "Stecker - Schaufel": Entsprechendes ankreuzen!			
Treatment A (anthropogen beeinflusst):		Core 1	Core 2	Core 3	Core 4
Areal A-a beeinflusst		Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____
FotoNr. _____					
Areal A-b beeinflusst		Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____	Nr. _____ Durchmesser: _____ cm Tiefe: _____ cm Stecker - Schaufel - ? Veget: _____ Fotonr. _____
FotoNr. _____					

Anhang 2: Ergebnisse der botanischen Aufnahmen in den Untersuchungsgebieten, in den Pflanzen auf Artniveau festgestellt werden konnten. „A“ Areale = von Menschen beeinflusste Beprobungsareale; „B“ Areale = unbeeinflusste Beprobungsareale. „Bodenproben“ = Vegetation auf für die zoologischen Daten entnommenen Bodenproben; „Arealproben“ = zusätzlich entnommene Vegetationsproben.

Tabelle A2-1: Arktowski-Station 2010

	Bodenproben Aa	Bodenproben Ab	Bodenproben Ac	Σ Bodenproben A	A gesamt	Bodenproben Ba	Bodenproben Bb	Bodenproben Bc	Σ Bodenproben B	B gesamt
Diversität nach Bodenproben erfasst	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Gefäßpflanzen				2	2				1	1
<i>Deschampsia antarctica</i>	+	+	+	+	+	+	+		+	+
<i>Colobanthus quietensis</i>	+	+		+	+					
Deckenbildende (pleurocarpe) Laubmoose				1	1				1	1
<i>Sanionia</i>	+	+		+	+	+	+	+	+	+
Polsterbildende (acrocarpe) Laubmoose				2	2					
<i>Syntrichia filaris</i>		+		+	+					
<i>Syntrichia magellanica</i>		+		+	+					
Laubmoose gesamt				3	3				1	1
Moose gesamt				3	3				1	1
Algen									2	2
<i>Prasiola crispa</i>								+	+	+
<i>Grünalge indet.</i>								+	+	+
Arten Gesamt				6	6				4	4

Tabelle A2-2: Biologebucht 2010

	Bodenproben Aa	Bodenproben Ab	Bodenproben Ac	Σ Bodenproben A	Arealproben Aa	Arealproben Ab	Arealproben Ac	Σ Arealproben A	A gesamt	Bodenproben Ba	Bodenproben Bb	Bodenproben Bc	Σ Bodenproben B	Arealproben Ba	Arealproben Bc	Σ Arealproben B	B gesamt
Diversität nach Bodenproben	X	X	X	X					X	X	X	X	X				X
Diversität nach Arealen erfasst					X	X	X	X	X					X	X	X	X
Deckenbildende Laubmoose				1				1	1				2			2	2
<i>Sanionia</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+
<i>Brachythecium austrosalebrosum</i>										+			+	+		+	+
Polsterbildende Laubmoose				3				6	7				2			5	5
<i>Polytrichum alpinum</i>			+	+	+		+	+	+						+	+	+
<i>Ceratodon purpureus</i>							+	+	+					+		+	+
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>		+		+	+	+	+	+	+			+	+	+		+	+
<i>Pohlia cruda</i>														+			
<i>Syntrichia saxicola</i>					+			+	+	+			+	+		+	+
<i>Syntrichia filaris</i>							+	+	+					+		+	+
<i>Bartramia patens</i>			+	+				+	+								
<i>Distichium capillaceum</i>							+	+	+								
Laubmoose gesamt				4				7	8				4			7	7
Lebermoose								1	1				1			1	1
<i>Cephaloziella varians</i>					+		+	+	+	+		+	+	+		+	+
Moose gesamt				4				8	9				5			8	8
Krustenflechten				1				2	2				2			1	2
<i>Lepraria cacuminum</i>										+			+				+
<i>Psoroma tenue</i>		+		+	+	+	+	+	+		+		+	+	+	+	+
<i>Bacidia tuberculata</i>					+			+	+								
Grünalgenflechten gesamt				1				2	2				2			1	2
Blualgenflechten				1				1	1				1			1	1
<i>Leptogium puberulum</i>		+		+	+	+	+	+	+		+		+		+	+	+
Flechten gesamt				2				3	3				3			2	3
Arten gesamt				6				11	12				8			10	11

Tabelle A2-3: Punta Cristian I 2010

	Bodenproben Aa	Bodenproben Ab	Bodenproben Ac	Σ Bodenproben A	Arealproben Aa	Arealproben Ab	Arealproben Ac	Σ Arealproben A	A gesamt	Bodenproben Ba	Bodenproben Bb	Bodenproben Bc	Σ Bodenproben B	Arealproben Ba	Arealproben Bb	Arealproben Bc	Σ Arealproben B	B gesamt
Diversität nach Bodenproben erfasst	X	X	X	X					X	X	X	X	X					X
Diversität nach Arealen erfasst					X	X	X	X	X					X	X	X	X	X
Deckenbildende (pleurocarpe) Laubmoose <i>Sanionia</i>														+		+	1 +	1 +
Polsterbildende (acrocarpe) Laubmoose				4				3	4				3				3	4
<i>Polytrichum alpinum</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+		+	+		+	+	+
<i>Andreaea gainii</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>			+	+					+									
<i>Bartramia patens</i>		+	+	+			+	+	+		+	+	+					+
<i>Ditrichum ditrichoideum</i>														+			+	+
Laubmoose gesamt				4				3	4				3				3	5
Lebermoose				1				1	1				2					2
<i>Cephaloziella varians</i>			+	+			+	+	+	+	+		+					+
<i>Lophozia excisa</i>											+		+					+
Moose gesamt				5				4	5				5				3	7
Krustenflechten mit Grünalgensymbiont				4				6	7				3				4	5
<i>Lepraria cacuminum</i>							+	+	+					+			+	+
<i>Psoroma tenue</i>			+	+			+	+	+									
<i>Psoroma hypnorum</i>					+			+	+									
<i>Cystocoleus ebeneus</i>	+			+				+	+	+		+	+					+
<i>Ochrolechia frigida</i>		+		+	+	+	+	+	+			+	+	+	+		+	+
<i>Bacidia tuberculata</i>							+	+	+									
<i>Placopsis contortuplicata</i>		+		+	+	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	+
<i>Rinodina olivaceobrunnea</i>														+		+	+	+

Anthropogene Auswirkungen auf Antarktische Bodenorganismen

Strauchflechten				1				4	4				3				3	4
<i>Usnea antarctica</i>		+		+	+			+	+			+	+				+	+
<i>Usnea aurantiacoatra</i>					+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+
<i>Stereocaulon alpinum</i>					+	+	+	+	+								+	+
<i>Sphaerophorus globosus</i>														+	+	+	+	+
<i>Himantormis lugubris</i>					+			+	+	+			+	+	+		+	+
Grünalgenflechten gesamt				5				10	11				6				7	9
Blaualgenflechten				2				3	3				1				2	2
<i>Leptogium puberulum</i>					+		+	+	+									
<i>Massalongia carnosa</i>	+		+	+			+	+	+					+			+	+
<i>Pannaria caespitosa</i>			+	+			+	+	+	+			+		+		+	+
Flechten gesamt				7				13	14				7				9	11
Arten Gesamt				12				17	18				12				12	18

Tabelle A2-4: Punta Cristian II 2010

	Bodenproben Aa	Bodenproben Ab	Bodenproben Ac	Σ Bodenproben A	Arealproben Aa	Arealproben Ab	Arealproben Ac	Σ Arealproben A	A gesamt	Bodenproben Ba	Bodenproben Bb	Bodenproben Bc	Σ Bodenproben B	Arealproben Ba	Arealproben Bb	Arealproben Bc	Σ Arealproben B	B gesamt
Diversität nach Bodenproben erfasst	X	X	X	X					X	X	X	X	X					X
Diversität nach Arealen erfasst					X	X	X	X	X					X	X	X	X	X
Deckenbildende (pleurocarpe) Laubmoose				1				1	1				1				1	1
<i>Sanionia spec.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Polsterbildende (acrocarpe) Laubmoose				1				2	2				1				4	4
<i>Polytrichum alpinum</i>			+	+			+	+	+		+		+		+		+	+
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>					+		+	+	+					+			+	+
<i>Bartramia patens</i>														+	+		+	+
<i>Chorisodontium aciphyllum</i>														+			+	+
Laubmoose gesamt				2				3	3				2				5	5
Moose gesamt				2				3	3				2				5	5
Krustenflechten mit Grünalgensymbiont				1				3	3				4				5	6
<i>Lepraria cacuminum</i>						+	+	+	+	+	+		+	+			+	+
<i>Lepraria straminea</i>														+	+	+	+	+
<i>Psoroma tenue</i>						+		+	+			+	+		+	+	+	+
<i>Psoroma hypnorum</i>	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+		+				+	+
<i>Ochrolechia frigida</i>											+		+	+	+		+	+
<i>Placopsis contortuplicata</i>														+			+	+
Strauchflechten																	1	1
<i>Usnea aurantiacoatra</i>														+			+	+
Grünalgenflechten gesamt				1				3	3				4				6	7
Blualgenflechten								1	1				1				2	2
<i>Massalongia carnosa</i>											+	+	+	+			+	+
<i>Collema spec.</i>					+			+	+					+		+	+	+
Flechten gesamt				1				4	4				5				8	9
Arten Gesamt				3				7	7				7				13	14

Tabelle A2-5: Ardley Island 2011

	Bodenproben Aa	Bodenproben Ab	Bodenproben Ac	Σ Bodenproben A	Bodenproben Ba	Bodenproben Bb	Bodenproben Bc	Σ Bodenproben B	Arealproben Bc	Arealproben B, (zw. Ac und Bc)	Arealproben B, (Bereich nahe Ac)	Σ Arealproben B.	Σ Ardley Island
Diversität nach Bodenproben erfasst	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X
Diversität nach Arealen erfasst									X	X	X	X	X
Deckenbildende (pleurocarpe) Laubmoose				2				2				1	2
<i>Sanionia spec.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+
<i>Warnstorfia sarmentosa</i>	+	+		+	+			+					+
Polsterbildende (acrocarpe) Laubmoose				4				1				3	5
<i>Polytrichum alpinum</i>	+		+	+			+	+	+	+	+	+	+
<i>Ceratodon purpureus</i>	+			+									+
<i>Bartramia patens</i>	+			+									+
<i>Andreaea regularis</i>		+		+						+		+	+
<i>Pohlia nutans</i>										+		+	+
Laubmoose gesamt				6				3				4	7
Lebermoose				1								1	1
<i>Cephaloziella varians</i>	+			+						+		+	+
Moose gesamt				7				3				5	8
Thallöse Alge													
Strauchflechten mit Grünalgensymbiont				2				3				3	4
<i>Himantormia lugubris</i>			+	+			+	+		+	+	+	+
<i>Usnea aurantiacoatra</i>			+	+			+	+		+	+	+	+
<i>Sphaerophorus globosus</i>							+	+					+
<i>Stereocaulon alpinum</i>									+			+	+

Krustenflechten mit Grünalgensymbiont				5				4				4	6
<i>Lepraria cacuminum</i>	+	+		+		+		+		+		+	+
<i>Lepraria straminea</i>		+		+									+
<i>Psoroma tenue</i>	+			+									+
<i>Psoroma hypnorum</i>		+	+	+		+	+	+		+		+	+
<i>Ochrolechia frigida</i>						+	+	+		+		+	+
<i>Rinodina olivaceobrunnea</i>		+		+		+		+		+		+	+
Grünalgenflechten gesamt				7				7				7	10
Blaualgenflechten				1									1
<i>Massalongia carnosa</i>	+			+									+
Flechten gesamt				8				7				7	11
Arten Gesamt				15				10				12	19

Tabelle A2- 6: Hannah Point 2011

	Bodenproben Aa	Bodenproben Ab	Σ Bodenproben A	Bodenproben Ba	Bodenproben Bb	Σ Bodenproben B	Σ Hannah Point
Diversität nach Bodenproben erfasst	X	X	X	X	X	X	X
Gefäßpflanze			1			1	1
<i>Deschampsia antarctica</i>	+	+	+	+	+	+	+
Thallöse Alge			1			1	1
<i>Prasiola crispa</i>	+	+	+	+	+	+	+
Arten Gesamt			2			2	2

Anhang 3: Liste der an den verschiedenen Untersuchungsstellen (= Lokalitäten) in 2010 und 2011 nachgewiesenen Taxa der verschiedenen Bodentiergruppen mit Angaben zu ihren mittleren Individuenzahlen (Individuen je 100 cm³ Substrat) sowie der mittleren Gesamtdichten (Individuen je 100 cm³ Substrat) und Gesamtzahl nachgewiesener Taxa ("Arten") der jeweiligen Tiergruppe. Die Lokalitäten sind sortiert, von links nach rechts mit zunehmender südlicher Breite; dunklerer Hintergrund spiegelt den höheren Breitengrad einer Lokalität wieder.

Tabelle A3-1: Collembola

Lokalität	Arctowski Station (2010)	Biologenbucht (2010)	Punta Cristian (2010)	Punta Cristian 2 (2010)	Ardley Island (2011)	Halfmoon Island (2010)	Halfmoon Island (2011)	Hannah Point (2011)	Whalers Bay (2010)	Whalers Bay (2011)	Telefon Bay (2011)	Neko Harbour (2010)	Neko Harbour (2011)	Petermann Isl. (2010)	Devil Island (2010)	Paulet Island (2011)
Gebiet	King George Isl.	King George Isl.	King George Isl.	King George Isl.	King George Isl.	Livingston Isl.	Livingston Isl.	Livingston Isl.	Deception Isl.	Deception Isl.	Deception Isl.	Antarktische Halbinsel	Antarktische Halbinsel	Antarktische Halbinsel	Weddellmeer	Weddellmeer
<i>Archisotoma brucei</i>											0,04				0,7	
<i>Cryptopygus antarcticus</i>	102	53			37		0,1	1,9	48	0,1	8,5		4,0		9,8	0,5
<i>Cryptopygus badasa</i>	85	197	37	397	35			0,1	0,1		0,04				0,4	
<i>Cryptopygus caeacus</i>									1,3		0,2					
<i>Folsomotoma octooculata</i>	5,2	9,1	1,7	7,0	9,7	10,4										
<i>Friesea grisea</i>	5,1	9,1	0,3	0,9	2,9	15,6		1,4								
<i>Friesea woyciechowskii</i>	0,7	0,2	0	1,3												
<i>Hypogastrura viatica</i>						0,2	1,1		551	1,8	206	0,1	2,4		0,7	
<i>Mesaphorura macrochaeta</i> *									1,3							
<i>Proisotoma minuta</i> *									0,1							
<i>Tullbergia mixta</i>	3,8	89,7	4,1	24,8	26,1						0,2					
Gesamtdichte	202	358	43	431	111	26	1,2	3,4	602	1,8	215	0,1	6,4	0	11,5	0,5
Anzahl Arten	6	6	3	5	5	3	2	3	6	2	6	1	2	0	4	1

* Arten, die zum ersten Mal in der maritimen Antarktis nachgewiesen wurden

Tabelle A3-2: Actinedida

Lokalität	Arctowski Station(2010)	Biologenbucht (2010)	Punta Cristian (2010)	Punta Cristian 2 (2010)	Ardley Island (2011)	Halfmoon Island (2010)	Halfmoon Island (2011)	Hannah Point (2011)	Whalers Bay (2010)	Whalers Bay (2011)	Telefon Bay (2011)	Neko Harbour (2010)	Neko Harbour (2011)	Petermann Isl. (2010)	Devil Island (2010)	Paulet Island (2011)
Gebiet	King George Isl.	King George Isl.	King George Isl.	King George Isl.	King George Isl.	Livingston Isl.	Livingston Isl.	Livingston Isl.	Deception Isl.	Deception Isl.	Deception Isl.	Antarktische Halbinsel	Antarktische Halbinsel	Antarktische Halbinsel	Weddellmeer	Weddellmeer
<i>Alicorhagia</i> sp. *									0,08							
<i>Apotriophtydeus</i> cf. <i>wilkesi</i>	0,07								0,09							
<i>Apotriophtydeus</i> <i>scotia</i>			11		0,86											
<i>Apotriophtydeus</i> sp. Juv.			4,2							0,04			0,04			
<i>Bakerdania</i> cf. <i>antarcticus</i>	4,9							0,06	0,47	0,98						
cf. <i>Coccotydaelolus</i> <i>krantzii</i> *				0,07				0,10	0,35	2,06			0,60	0,16		
<i>Ereynetes</i> <i>macquariensis</i>	13,1	0,34		2,8	2,4	0,11			0,26	0,04						
<i>Eriophyidae</i> Gen. sp.				0,09						0,08						
<i>Eupodes</i> (<i>Protereunetes</i>) sp. Juv.	1,5	0,14	1,17	0,15	0,61		0,06			0,93	0,11		1,10			
<i>Eupodes</i> <i>exiguus</i>	10,6	10,8	5,7	3,8	2,6			0,03		0,12			0,24			
<i>Eupodes</i> <i>minutus</i>	2,2	0,10	0,08	0,4		0,23				0,04						
<i>Eupodes</i> <i>parvus</i> ssp. <i>grahamensis</i>		0,13	0,74		3,98											
<i>Heterostigmata</i> juv.	0,22															
" <i>Lorryia</i> " sp.		0,13	0,09					0,06		0,12	0,05		0,04			
<i>Nanorchestes</i> <i>berryi</i>	14,5	23,7	7,6	15,21	17,4					0,16						
<i>Nanorchestes</i> cf. <i>antarcticus</i>											0,06					
<i>Nanorchestes</i> cf. <i>latae</i>									0,16							
<i>Nanorchestes</i> <i>ivalis</i>	0,06	0,43	0,07	0,36					0,62							
<i>Nanorchestes</i> <i>marianae</i>		0,82						0,29								
<i>Nanorchestes</i> n.sp. *										0,51						
<i>Nanorchestes</i> sp. VII			0,07													

Anthropogene Auswirkungen auf Antarktische Bodenorganismen

<i>Nanorchestes</i> sp. Juv.	0,32	10,4	1,00	0,46					0,26	1,06			0,04	
Meyerellidae/Iolinidae juv.										0,15			0,04	
<i>Pretriophtydeus tilbrooki</i>	0,79		0,11							0,11			0,04	
<i>Pygmephoridae</i> juv.									0,09	0,2				
<i>Rhagidia gerlachei</i>		0,11												
<i>Rhagidia</i> sp.	0,04													
<i>Speleorchestes</i> sp. *	0,52	0,09	0,26			0,05			0,41	0,12		0,16	0,04	0,16
<i>Stereotydeus villosus</i>	0,13	0,10	0,15	1,71		0,12								0,16
Stigmaeidae juv.											0,05			
Tarsonemidae juv.	0,22	0,51	0,16	0,58		0,21		0,05		0,04			0,08	0,05
<i>Terpnacarus gibbosus</i> *		0,19	0,09	0,09						0,04			0,12	
Gesamtdichte	49	48	32	26	28	0,7	0,1	0,6	2,8	6,8	0,3	0,2	2,4	0,5
Anzahl Arten	12	13	13	10	5	4	2	6	10	14	4	1	9	3

* Taxa, die zum ersten Mal in der maritimen Antarktis nachgewiesen wurden

Tabelle A3-3: Oribatida & Gamasina

Lokalität	Arctowski Station(2010)	Biologenbucht (2010)	Punta Cristian (2010)	Punta Cristian 2 (2010)	Ardley Island (2011)	Halfmoon Island (2010)	Halfmoon Island (2011)	Hannah Point (2011)	Whalers Bay (2010)	Whalers Bay (2011)	Telefon Bay (2011)	Neko Harbour (2010)	Neko Harbour (2011)	Petermann Isl. (2010)	Devil Island (2010)	Paulet Island (2011)
Gebiet	King George Isl.	King George Isl.	King George Isl.	King George Isl.	King George Isl.	Livingston Isl.	Livingston Isl.	Livingston Isl.	Deception Isl.	Deception Isl.	Deception Isl.	Antarktische Halbinsel	Antarktische Halbinsel	Antarktische Halbinsel	Weddellmeer	Weddellmeer
Oribatida																
<i>Alaskozetes antarcticus</i>	16					380	9,1									3,2
<i>Halozetes belgicae</i>	9,1															
<i>Globoppia loxolineata</i>	7,1		25													
<i>Liochthonius cf. mollis</i>			2,6													
<i>Brachychochthonius sp.</i>													1,3			
Nymphen	69		1,7			868	75	9,1								13,5
Gesamtdichte	85		29			1247	84	9,1					1,3			16,7
Anzahl Arten	3		2			1	1	1					1			1
Gamasina																
<i>Hydrogamasellus racovitzai</i>	72	39	15	45	36	1,5		21								
cf. <i>Hydrogamasellus sp. 2</i>	4,4															
<i>Parasitus tarsispinosus</i>										30						
Genus sp. III											1,3					
Gesamtdichte	76	39	15	45	36			21		30	1,3					
Anzahl Arten	2	1	1	1	1	1		1		1	1					

Tabelle A3-4: Nematoda. Ebenfalls angegeben sind die den einzelnen Arten zugeordneten Ernährungstypen: al: algivor-omnivor, ba: bakterivor, ca: carnivor, fu: fungivor-radicivor.

Lokalität		Arctowski Station(2010)	Biologenbucht (2010)	Punta Cristian (2010)	Punta Cristian 2 (2010)	Ardley Island (2011)	Halfmoon Island (2010)	Halfmoon Island (2011)	Hannah Point (2011)	Whalers Bay (2010)	Whalers Bay (2011)	Telefon Bay (2011)	Neko Harbour (2010)	Neko Harbour (2011)	Petermann Isl. (2010)	Devil Island (2010)	Paulet Island (2011)
Gebiet	Ernährungstyp	King George Isl.	King George Isl.	King George Isl.	King George Isl.	King George Isl.	Livingston Isl.	Livingston Isl.	Livingston Isl.	Deception Isl.	Deception Isl.	Deception Isl.	Antarktische Halbinsel	Antarktische Halbinsel	Antarktische Halbinsel	Weddelmeere	Weddelmeere
<i>Acrobeloides arctowskii</i>	ba	230								14	209						
<i>Amblydorylaimus isokaryon</i>	al	4															
<i>Aphelenchoides haguei</i>	fu	207	1433	241	593	0,2			1		105						
<i>Aphelenchoides helicospoma</i>	fu	14	33	197		2											
<i>Aphelenchoides</i> sp. 1	fu	481															
<i>Aporcelaimellus</i> cf. <i>obtusicaudatus</i> *	al		6	107	4	48			0,2							0,3	
<i>Ceratoplectus armatus</i>	ba		1258			0,5											
<i>Cervidellus</i> cf. <i>vexilliger</i> *	ba	36															
<i>Coomansus gerlachei</i>	ca	121	57	1	7		555	124	113								
<i>Diploscapter</i> sp.	ba												0,1				
<i>Ditylenchus parcevivens</i>	fu	1070	212	59	16												
<i>Dorylaimida</i> sp. 1	al			16	16						73						
<i>Dorylaimida</i> sp. 2	al		38	61	2	4											
<i>Enchodelus signyensis</i>	al	73															
<i>Eudorylaimus coniceps</i>	al		374	47	106	54	74										
<i>Eudorylaimus pseudocarteri</i>	al	165	298	61		110			0,1								
<i>Eumonhystera</i> sp. 1	ba	335	327	36	4	0,1											
<i>Eumonhystera vulgaris</i>	ba	3259	327	7	315												
<i>Filenchus</i> sp. 1	fu		526	268	1	1											
<i>Filenchus</i> sp. 2	fu			91													

Anthropogene Auswirkungen auf Antarktische Bodenorganismen

<i>Geomonhystera villosa</i>	ba	235	6	456	74	4						0,3					
<i>Heterocephalobus</i> sp.	ba											0,2					
<i>Mesodorylaimus antarcticus</i>	al	616	142	1								0,2					
<i>Mesodorylaimus chipevi</i>	al	348			3												
<i>Mesodorylaimus</i> sp. 1	al		940	86	22												
<i>Mesodorylaimus</i> sp. 2	al		18	291	4												
<i>Panagrolaimus</i> cf. <i>magnivulvatus</i>	ba	472				0,2	20		1166	93	0,2	5			306	0,2	
<i>Pellioditis</i> cf. <i>marina</i> *	ba										354						
<i>Pelodera</i> cf. <i>strongyloides</i> *	ba						10					104	0,3		1378		
<i>Plectus antarcticus</i>	ba	41	74						421						0,3		
<i>Plectus belgicae</i>	ba	330	505	54	294	51	6		274	0,3				1			
<i>Plectus insolens</i>	ba					42											
<i>Plectus</i> sp. 1	ba		1460	24													
<i>Plectus tolerans</i>	ba	64	172	20	312	26		10									
<i>Prismatolaimus</i> sp.	ba	160	9	128													
Rhabditoidea sp. 1	ba						3	0,4									
<i>Rhomborhabditis</i> cf. <i>parateres</i> *	ba	2953								9							
<i>Rhomborhabditis</i> cf. <i>teres</i> *	ba							5	230	54		0,3				2309	
<i>Teratocephalus rugosus</i>	ba	284	51			1		4									
<i>Teratocephalus tilbrookii</i>	ba	82	935	632	584	126	650	2		0,1					0,2		
Gesamtdichte		11344	9429	2433	2739	830	1282	129	199	2109	626	411	112	0,8	1,5	1686	2310
Anzahl Arten		22	23	22	17	15	4	4	11	5	8	2	7	1	1	5	2

* Arten, die zum ersten Mal in der maritimen Antarktis nachgewiesen wurden

Anhang 4: Spearmans Rangkorrelationen zwischen allgemeinen Gemeinschaftsparametern und den Dichten der ermittelten

Tabelle A3-5: Tardigrada

Lokalität	Arctowski Station(2010)	Biologenbucht (2010)	Punta Cristian (2010)	Punta Cristian 2 (2010)	Ardley Island (2011)	Halfmoon Island (2010)	Halfmoon Island (2011)	Hannah Point (2011)	Whalers Bay (2010)	Whalers Bay (2011)	Telefon Bay (2011)	Neko Harbour (2010)	Neko Harbour (2011)	Petermann Isl. (2010)	Devil Island (2010)	Paulet Island (2011)
Gebiet	King George Isl.	King George Isl.	King George Isl.	King George Isl.	King George Isl.	Livingston Isl.	Livingston Isl.	Livingston Isl.	Deception Isl.	Deception Isl.	Deception Isl.	Antarktische Halbinsel	Antarktische Halbinsel	Antarktische Halbinsel	Weddellmeer	Weddellmeer
<i>Acutuncus antarcticus</i>	149	0,5	0,7		1,2	471	1343	30	830	0,5		68		2,8	11	0,8
<i>Calohypsibius</i> sp.		0,6														
<i>Dactylobiotus</i> sp.	0,2				1,0											
<i>Diphascon</i> sp. (<i>Adropion</i>)	0,5	4,6	1,7	0,2	0,9				6,5							
<i>Diphascon</i> sp. (<i>Adropion and Diphascon</i>)		363	33	522	76											
<i>Diphascon</i> sp (<i>Diphascon</i>)		6,3	3,4	9,0	5,3											0,3
<i>Echiniscus jenningsi</i>		25	0,1	75,3												
<i>Echiniscus meridionalis</i>		0,0	84		2,3											
<i>Hexapodibius</i> sp.		17	0,6		0,2				0,6		0,2					
<i>Hypsibius cf dujardini</i>	14,6	308	0,2	70,9	46											0,7
<i>Isohypsibius</i> sp. 1	1,6					8,2			0,3			0,4			0,2	
<i>Isohypsibius</i> sp. 2		10														
<i>Macrobiotus cf. furciger</i>	202	3,0		1,5	38	348	3,3	2,2		0,1			0,3		0,3	
<i>Pseudechiniscus</i> sp.		0,5	11													
<i>Ramajendas cf. frigida</i>	1,1	0,4			0,2	1376	759	3,5								36
Simplex moult	0,3	24	0,3	1,2	0,3			0,6		0,6		0,3		0,7		
Gesamtdichte	369,5	762,5	135,2	680,0	172,3	2202,7	2105,1	36,0	837,2	1,3	0,2	69,2	0,3	3,5	11,2	37,6
Anzahl Arten	8	12	9	6	10	4	3	4	4	3	1	3	1	2	3	4

Arten der verschiedenen Bodentiergruppen einerseits und abiotischen Faktoren sowie Vegetationsbedeckung der

Untersuchungsgebiete andererseits. Nur hochsignifikante Koalitionskoeffizienten ($P < 0.001$) sind angegeben; negative Korrelationen in rot. Beprobungsdatum und Breitengrad stehen stellvertretend für Lokalität. Für die Analysen wurden Dichten in Individuen je 100 cm³ Substrat und Artenreichtum in Artenzahl je Probe angewandt.

Tabelle A4-1: Collembola

2010	Beprobungsdatum	Breitengrad	Vegetationsbedeckung	Bodentemperatur (°C)	Bodenfeuchte (%)	Boden-pH	Organisches Material (%)	N _{tot} (%)	C _{org} (%)	C/N-Verhältnis	Grobkies	Mittelkies	Feinkies	Grobsand	Mittelsand	Feinsand	Schluff/Ton
Gesamtdichte	0,416	0,554	0,556		0,260					0,472		-0,266					
Artenreichtum	0,353	0,616	0,521		0,341		0,335			0,480							
<i>Hypogastrura viatica</i>	-0,520	-0,349	-0,360	0,532			-0,510	-0,410	-0,481	-0,317							
<i>Cryptopygus antarcticus</i>		0,553			0,457		0,288								0,307		
<i>Cryptopygus caecus</i>				0,288			-0,275	-0,285	-0,287								
<i>Folsomotoma octooculata</i>	0,314	0,304	0,432	-0,359			0,260								-0,287		
<i>Friesea grisea</i>		0,547	0,399		0,420		0,452	0,273	0,416	0,361		-0,272					
<i>Archisotoma brucei</i>	-0,282					0,280									0,279		-0,257
<i>Cryptopygus badasa</i>	0,641	0,512	0,606	-0,405			0,421		0,261	0,542							
<i>Friesea woyciechowskii</i>	0,284																
<i>Tullbergia mixta</i>	0,378	0,432	0,515	-0,297			0,301			0,438							
2011																	
Gesamtdichte		0,289	0,439		0,499	-0,296				-0,287							
Artenreichtum		0,326	0,479		0,479	-0,352				-0,288						0,293	
<i>Hypogastrura viatica</i>	-0,397																
<i>Cryptopygus antarcticus</i>			0,343		0,395	-0,318	0,324				0,280		-0,315			0,304	
<i>Folsomotoma octooculata</i>		0,439	0,438	0,363	0,426												
<i>Friesea grisea</i>		0,302	0,400		0,339	-0,373							-0,298	0,362	0,337		
<i>Cryptopygus badasa</i>		0,398	0,408	0,309	0,365												
<i>Tullbergia mixta</i>		0,397	0,389	0,317	0,410												

Tabelle A4-2: Actinedida

2010	Berprobungsdatum	Breitengrad	Vegetationsbedeckung	Bodentemperatur (°C)	Bodenfeuchte (%)	Boden pH	Organisches Material (%)	N _{tot} (%)	C _{org} (%)	C/N	Grobkies	Mittelkies	Feinkies	Grobsand	Mittelsand	Feinsand	Schluff/Ton
Gesamtdichte	0,594	0,627	0,622	-0,358	0,310		0,521		0,355	0,596							
Artenreichtum	0,603	0,568	0,596	-0,320	0,283	-0,274	0,503		0,325	0,531							
<i>Apotriophtydeus scotia</i>				-0,287													
<i>Bakerdania antarcticus</i>		0,317			0,282												
<i>Ereynetes macquariensis</i>	0,440	0,341	0,311				0,318			0,322					-0,259	-0,276	
<i>Eupodes exiguus</i>	0,416	0,455	0,338	-0,288			0,471		0,327	0,437							
<i>Nanorchestes berryi</i>	0,556	0,449	0,523	-0,386			0,510			0,545							
<i>Stereotydeus villosus</i>	0,318																
Tarsonemidae			0,272														
2011																	
Gesamtdichte		0,262	0,310	0,396	0,300			-0,291	-0,331								
Artenreichtum			0,259	0,364	0,256			-0,281	-0,317								
<i>Coccotydaeolus krantzii</i>								-0,307	-0,33								
<i>Ereynetes macquariensis</i>		0,311	0,306		0,323												
<i>Nanorchestes berryi</i>		0,455	0,441	0,400	0,405												

Tabelle A4-3: Oribatida

	Berprobungsdatum	Breitengrad	Vegetationsbedeckung	Bodentemperatur (°C)	Bodenfeuchte (%)	Boden pH	Organisches Material (%)	N _{tot} (%)	C _{org} (%)	C/N	Grobkies	Mittelkies	Feinkies	Grobsand	Mittelsand	Feinsand	Schluff/Ton
2010																	
Gesamtdichte					0,316		0,366	0,357	0,367								
Artenreichtum			0,256		0,327		0,333	0,323	0,346								
<i>Alaskozetes antarcticus</i>					0,263												
<i>A. antarcticus</i> + Nymphen					0,330		0,32	0,326	0,341					-0,269			
2011																	
Gesamtdichte	0,397		0,448	-0,515		-0,600	0,477	0,432	0,466	0,421							
Artenreichtum	0,404		0,453	-0,510		-0,606	0,472	0,423	0,459	0,420							
<i>Alaskozetes antarcticus</i>																	
<i>A. antarcticus</i> + Nymphen	0,408	0,299	0,463	-0,542		-0,621	0,482	0,448	0,477	0,428			0,328				

Tabelle A4-4: Gamasina

2010	Beprobungsdatum	Breitengrad	Vegetationsbedeckung	Bodentemperatur (°C)	Bodenfeuchte (%)	Boden-pH	Organisches Material (%)	N _{tot} (%)	C _{org} (%)	C/N-Verhältnis	Grobkies	Mittelkies	Feinkies	Grobsand	Mittelsand	Feinsand	Schluff/Ton
Gesamtdichte	0,446	0,422	0,466				0,388		0,262	0,276							
Artenreichtum	0,438	0,401	0,457		0,272		0,408			0,266							
<i>Hydrogamasellus racovitzai</i>	0,414	0,382	0,450				0,371										
2011																	
Gesamtdichte		0,304	0,363		0,317												
Artenreichtum		0,306	0,362		0,314												
<i>Hydrogamasellus racovitzai</i>		0,357	0,402		0,310												

Tabelle A4-5: Nematoda

2010	Probedatum	Breitengrad	Vegetationsbedeckung	Temperatur Boden (°C)	Wassergehalt (%)	pH	Glühverlust (%)	Ø N (%)	Ø C (%)	C/N	Grobkies	Mittelkies	Feinkies	Grobsand	Mittelsand	Feinsand	Ton/Schluff
Gesamtdichte	0,380	0,794	0,679		0,588		0,566		0,431	0,592						0,309	
Artenreichtum	0,502	0,759	0,708	-0,554	0,430	-0,273	0,577		0,382	0,592	-0,276	-0,266				0,471	0,344
<i>Acrobeloides arctowskii</i>		0,271									0,292				0,296		
<i>Aphelenchoides haguei</i>		0,395	0,392	-0,294			0,296									0,285	0,270
<i>Aphelenchoides helicosoma</i>				-0,359													
<i>Aphelenchoides sp. 1</i>					0,256												
<i>Aporcelaimellus cf. obtusicaudatus</i>				-0,491										0,266			
<i>Ceratoplectus armatus</i>		0,353	0,398		0,330					0,279			-0,352		0,289	0,532	0,373
<i>Coomansus gerlachei</i>				-0,351		-0,286	0,336	0,344	0,357		0,288				-0,263		
<i>Ditylenchus parcevivens</i>		0,299	0,280	-0,338			0,340										
<i>Dorylaimida sp. 1</i>				-0,262													
<i>Dorylaimida sp. 2</i>				-0,349												0,320	
<i>Eudorylaimus coniceps</i>	0,327		0,427	-0,390			0,307			0,305	-0,289			0,352			
<i>Eudorylaimus pseudocarteri</i>		0,329	0,290	-0,312			0,315									0,326	
<i>Eumonhystera sp. 1</i>		0,511	0,460	-0,335	0,411		0,423		0,330	0,327						0,458	0,327
<i>Eumonhystera vulgaris</i>	0,575	0,546	0,541		0,351		0,410			0,473							
<i>Filenchus sp. 1</i>		0,421	0,415	-0,525	0,303		0,417		0,276	0,336	-0,316					0,640	0,529
<i>Filenchus sp. 2</i>				-0,347													
<i>Geomonhystera villosa</i>	0,438		0,428								-0,268	-0,360		0,360			
<i>Mesodorylaimus antarcticus</i>		0,359															
<i>Mesodorylaimus chipevi</i>		0,297			0,272				0,262		0,288						
<i>Mesodorylaimus sp. 1</i>		0,367	0,403	-0,400			0,289			0,373	-0,297	-0,298				0,491	0,349
<i>Mesodorylaimus sp. 2</i>				-0,452													
<i>Panagrolaimus cf. magnivulvatus</i>	-0,313			0,455													
<i>Pelodera cf. strongyloides</i>						0,289											
<i>Plectus antarcticus</i>																0,310	0,265

Anthropogene Auswirkungen auf Antarktische Bodenorganismen

<i>Plectus sp. 1</i>	0,323	0,345	-0,278	0,280				0,264				0,481	0,314
<i>Plectus belgicae</i>	0,448	0,276	0,453	-0,301				0,276		0,293	0,286		
<i>Plectus tolerans</i>	0,524		0,308	-0,261						0,394	0,460	-0,380	
<i>Prismatolaimus sp.</i>		0,297		-0,390		0,306		0,295					0,266
<i>Rhomborhabditis cf. parateres</i>		0,360	0,259		0,332								
<i>Teratocephalus tilbrooki</i>	0,403	0,431	0,526	-0,547	0,332	0,529	0,306	0,488	-0,319	-0,357		0,338	0,258
2011													
Gesamtdichte	0,413	0,617		0,538	-0,354	0,461	0,450	0,484		0,392	-0,362		
Artenreichtum	0,559	0,677		0,656	-0,416	0,317		0,300			-0,410	0,403	0,282
<i>Acrobeloides arctowski</i>	-0,263											0,276	
<i>Aphelenchoides haguei</i>	-0,109											0,284	
<i>Aporcelaimellus cf. obtusicaudatus</i>		0,474	0,478	0,370	0,426								
<i>Coomansus gerlachei</i>	0,370	0,420	0,392	-0,609		-0,687	0,433	0,384	0,416	0,481			
<i>Eudorylaimus pseudocarleri</i>		0,400	0,407	0,305	0,312								
<i>Geomonhystera villosa</i>		0,444	0,493	0,324	0,394								
<i>Panagrolaimus cf. magnivulvatus</i>												0,304	
<i>Pellioditis cf. marina</i>	-0,366		-0,257			-0,300					-0,339		
<i>Pelodera cf. strongyloides</i>												0,327	
<i>Plectus belgicae</i>		0,472	0,499	0,295	0,458								
<i>Plectus insolens</i>		0,439	0,447	0,363	0,424								
<i>Plectus sp. 1</i>													
<i>Plectus tolerans</i>		0,412	0,507		0,385	-0,291						0,298	
<i>Rhomborhabditis cf. teres</i>		-0,258					0,417	0,342	0,350		0,407	-0,380	
<i>Teratocephalus rugosus</i>										0,311			
<i>Teratocephalus tilbrooki</i>		0,579	0,603	0,411	0,541								

Tabelle A4-6: Tardigrada

2010	Probedatum	Breitengrad	Vegetationsbedeckung	Temperatur Boden (°C)	Wassergehalt (%)	pH	Glühverlust (%)	Ø N (%)	Ø C (%)	C/N	Grobkies	Mittelkies	Feinkies	Grobsand	Mittelsand	Feinsand	Ton/Schluff
Dichten	0,289	0,400	0,585	-0,479	0,278	-0,300	0,420		0,379	0,367					-0,270		
Artenreichtum	0,475	0,511	0,660	-0,598	0,290		0,541		0,354	0,506	-0,260			0,274			
<i>Ramajendas cf. frigida</i>				-0,264				0,292	0,284		0,305						
<i>Acutuncus antarcticus</i>								0,292									
<i>Macrobiotus cf. furciger</i>					0,272		0,325	0,271	0,294								
<i>Diphascon</i> sp. (Adr. + Diph.)	0,422		0,407	-0,287						0,346	-0,302	-0,406		0,378			
<i>Diphascon</i> sp. (Adropion)		0,305	0,265	-0,289						0,197						0,424	0,331
<i>Diphascon</i> sp. (<i>Diphascon</i>)	0,465	0,260	0,426	-0,397			0,302			0,384	-0,344	-0,279		0,333			
<i>Hypsibius cf. dujardini</i>	0,368	0,396	0,504	-0,267			0,365			0,418	-0,285	-0,261					
<i>Isohypsibius</i> sp. 1								0,264	0,264								
<i>Isohypsibius</i> sp. 2																0,277	0,287
<i>Echiniscus jenningsi</i>	0,413		0,356							0,325				0,289			
<i>Echiniscus meridionalis</i>				-0,447		-0,266											
<i>Pseudechiniscus</i> sp.				-0,459												0,328	0,326
<i>Hexapodibius</i> sp.																0,342	
2011																	
Dichten	0,315	0,653	0,720	-0,284	0,294	-0,588	0,524	0,486	0,527	0,494	0,289	0,366					
Artenreichtum	0,270	0,682	0,728		0,401	-0,562	0,514	0,463	0,502	0,449		0,370					
<i>Ramajendas cf. frigida</i>	0,304	0,318	0,382	-0,603		-0,538	0,550	0,500	0,525	0,514	0,365	0,399					
<i>Acutuncus antarcticus</i>		0,414	0,365	-0,517		-0,521	0,344	0,357	0,384	0,476							
<i>Macrobiotus cf. furciger</i>		0,335	0,356		0,257												
<i>Diphascon</i> sp. (Adr. + Diph.)		0,508	0,499	0,421	0,447												
<i>Diphascon</i> sp. (<i>Diphascon</i>)		0,559	0,557	0,446	0,498												
<i>Hypsibius cf. dujardini</i>		0,500	0,493	0,404	0,467												
<i>Echiniscus meridionalis</i>		0,292	0,282														

Anhang 5: Ergebnisse der nicht-parametrischen Friedman Varianzanalysen (ANOVA) zur Ermittlung von Unterschieden zwischen Lokalitäten und Jahren (Tabellen 1 & 2) sowie potenzieller Einflüsse der menschlichen Begehung (Tabellen 3-8) auf die Abundanzen der ermittelten Arten sowie auf die Gesamtdichten und Artenzahlen der verschiedenen Bodentiergruppen. In Tabellen 3-8 sind die Ergebnisse für die Untersuchungsjahre 2010 und 2011 getrennt und gemeinsam angegeben. Signifikante Effekte sind rot markiert. „A>B“: signifikant höhere Abundanzen in anthropogen beeinflussten Bereichen, „B>A“: signifikant höhere Abundanzen in unbeeinflussten Bereichen.

Tabelle A5-1: Unterschiede in den Gesamtdichten und Artenzahlen der verschiedenen Tiergruppen zwischen den einzelnen Lokalitäten.

	2010		2011	
	Individuendichten			
Mesofauna	Xr ²	P	Xr ²	P
Collembola	112,806	0,001	54,932	0.001
Actinedida	86,317	0,001	58,461	0.001
Oribatida	51,52	0,001	94,321	0.001
Gamasina	43,433	0,001	33,739	0.001
Mikrofauna				
Nematoda	110,208	0,001	70,866	0.001
Tardigrada	74,395	0,001	116,712	0.001
	Artenzahl			
Mesofauna	Xr ²	P	Xr ²	P
Collembola	98,725	0,001	58,838	0.001
Actinedida	80,604	0,001	44,741	0.001
Oribatida	51,621	0,001	97,664	0.001
Gamasina	4,,312	0,001	34,280	0.001
Mikrofauna				
Nematoda	140,621	0,001	84,804	0.001
Tardigrada	111,556	0,001	109,818	0.001

Tabelle A5-2: Unterschiede in den Gesamtdichten und Artenzahlen der verschiedenen Tiergruppen (nur Gruppen der Mesofauna betrachtet) zwischen den Untersuchungsjahren.

Individuendichten		
	Xr ²	p
Collembola	4,236	0,040
Actinedida	0,078	0,780
Oribatida	0,151	0,697
Gamasina	1,404	0,236
Arten		
	Xr ²	p
Collembola	0,851	0,356
Actinedida	0,007	0,931
Oribatida	1,785	0,182
Gamasina	0,070	0,792

Tabelle A5-3: Gesamtfaua. Die Tiergruppen der Mesofauna wurden ebenfalls zusammengefasst ausgewertet, um eventuelle additive Effekte zu ermitteln.

Dichten	2010 + 2011			2010			2011		
	Xr ²	P		Xr ²	P		Xr ²	P	
Tardigrada	5,781	0,016	B>A	10,948	0,001	B>A	0,063	0,802	
Nematoda	10,249	0,001	B>A	3,221	0,073	B>A	7,456	0,006	B>A
Microfauna	1,197	0,274		0,067	0,796		1,708	0,191	
Collembola	21,289	0,000	B>A	4,302	0,038	B>A	20,397	0,000	B>A
Oribatida	6,316	0,012	B>A	11,175	0,001	B>A	0,101	0,750	
Gamasina	0,466	0,495		0,191	0,662		3,469	0,063	B>A
Actinedida	0,051	0,821		0,140	0,708		0,007	0,931	
Mesofauna	8,219	0,004	B>A	4,013	0,045	B>A	4,207	0,040	B>A
Gesamtfaua	0,503	0,478		0,017	0,897		0,767	0,381	

Artenzahl	2010 + 2011			2010			2011		
	Xr ²	P		Xr ²	P		Xr ²	P	
Tardigrada	0,066	0,797		0,033	0,857		0,035	0,852	
Nematoda	1,535	0,215		2,775	0,096		0,005	0,942	
Microfauna	0,023	0,880		0,033	0,857		0,148	0,700	
Collembola	1,497	0,221		0,738	0,390		7,270	0,007	B>A
Oribatida	8,794	0,003	B>A	9,339	0,002	B>A	1,033	0,310	
Gamasina	0,451	0,502		0,165	0,685		3,150	0,076	B>A
Actinedida	0,582	0,445		1,550	0,213		0,072	0,789	
Mesofauna	0,360	0,549		0,539	0,463		2,585	0,108	
Gesamtfaua	0,475	0,491		0,800	0,371		0,005	0,946	

Tabelle A5-4: Collembola

	Gesamt-Effekt	2010 + 2011		2010		2011	
		Xr ²	p	Xr ²	p	Xr ²	p
Gesamtdichte	B>A	21,289	< 0,001	4,302	0,038 (B>A)	20,397	< 0,001 (B>A)
Artenzahl		1,497	0,221	0,738	0,390	7,270	0,007 (B>A)
Arten							
<i>Cryptopygus antarcticu</i>	B>A	6,842	0,009	0,489	0,484	9,202	0,002 (B>A)
<i>Cryptopygus badasa</i>		0,360	0,548	1,149	0,284	0,818	0,366
<i>Cryptopygus caeacus</i>		1,000	0,317	6,863	0,009 (A>B)	2,379	0,122
<i>Folsomotoma octooculata</i>		0,352	0,553	0,058	0,810	0,641	0,423
<i>Friesea grisea</i>		0,482	0,488	0,386	0,534	0,099	0,754
<i>Friesea woyciechowskii</i>				0,662	0,430	--	--
<i>Hypogastrura viatica</i>	B>A	15,525	< 0,001	8,383	0,004 (B>A)	7,708	0,005 (B>A)
<i>Tullbergia mixta</i>	B>A	7,109	0,008	1,919	0,166	8,306	0,004 (B>A)

Tabelle A5-5: Actinedida

	Gesamt-Effekt	2010 + 2011		2010		2011	
		Xr ²	p	Xr ²	p	Xr ²	p
Gesamtdichte		0,051	0,821	0,140	0,708	0,007	0,931
Artenzahl		0,582	0,445	1,550	0,213	0,072	0,789
Arten							
<i>Apotriophtydeus scotia</i>		0,031	0,860	0,048	0,826	0,212	0,645
<i>Bakerdania cf. antarcticus</i>	(A>B)	3,479	0,062	0,033	0,855	7,754	0,005 (B>A)
<i>Coccotydaeolus</i> sp.				--	--	1,974	0,160
<i>Ereynetes macquariensis</i>	(B>A)	4,264	0,039	1,515	0,218	4,242	0,039 (B>A)
<i>Eupodes exiguus</i>	A>B	12,481	< 0,001	12,387	< 0,001 (A>B)	0,972	0,374
<i>Eupodes minutus</i>				2,006	0,157	--	--
<i>Eupodes parvus</i>		0,320	0,572	4,267	0,039 (B>A)	1,902	0,168
<i>Nanorchestes berryi</i>	A>B	7,598	0,006	3,045	0,081	6,244	0,012 (A>B)
<i>Nanorchestes gressitti</i>				0,008	0,927	--	--
<i>Nanorchestes</i> n.sp.				--	--	3,273	0,070 (A>B)
<i>Speleorchestes</i> sp.		1,052	0,305	0,857	0,355	0,212	0,645
<i>Stereotydeus villosus</i>				0,309	0,579	--	--

Tabelle A5-6: Oribatida & Gamasina

	Gesamt-Effekt	2010 + 2011		2010		2011	
Gesamtdichte Artenzahl	B>A B>A	Oribatida					
		Xr ²	p	Xr ²	p	Xr ²	p
		6,316 9,794	0,012 0,003	11,175 9,339	0,001 (B>A) 0,002 (B>A)	0,101 1,033	0,750 0,310
Arten							
<i>Alaskozetes antarcticus</i>		2,555	0,110	12,108	< 0,001 (B>A)	2,000	0,157
<i>Globoppia loxolineata</i>				1,466	0,226	--	
Gesamtdichte Artenzahl	B>A	Gamasina					
		21,289	< 0,001	0,191	0,662	3,469	0,063 (B>A)
		1,497	0,221	0,165	0,685	3,150	0,076 (B>A)
Arten							
<i>Hydrogamasellus racovitzai</i>		1,702	0,300	0,021	0,885	3,208	0,073 (B>A)

Tabelle A5-7: Nematoda. „↔“: Effekte waren in den beiden Jahren widersprüchlich.

	Gesamt-Effekt	2010 + 2011		2010		2011	
		Xr ²	p	Xr ²	p	Xr ²	p
Gesamtdichte	B>A	10,249	0,001	3,221	0,073	7,456	0,006
Artenzahl		1,535	0,215	2,775	0,096	0,096	0,942
Ernährungstypen							
algivor-omnivor		2,230	0,135	0,107	0,744	10,090	0,001 (B>A)
bakterivor	B>A	6,933	0,008 (B>A)	4,194	4,194 (B>A)	2,796	0,094
fungivor-radicivor		0,100	0,752	0,163	0,686	1,999	0,157
Arten							
<i>Acrobelloides arctowskii</i>	↔	0,677	0,410	12,670	< 0,001 (A>B)	9,035	0,003 (B>A)
<i>Aphelenchoides haguei</i>		1,564	0,211	0,374	0,541	2,196	0,138
<i>Aphelenchoides helicospoma</i>				2,941	0,086	--	--
<i>Aporcelaimellus obtusicaudatus</i>		0,271	0,602	0,000	1,000	0,246	0,620
<i>Ceratoplectus armatus</i>				1,020	0,312	--	--
<i>Cervidellus vexilliger</i>				1,000	0,317	--	--
<i>Coomansus gerlachei</i>		0,052	0,819	0,102	0,749	0,000	1,000
<i>Ditylenchus parcevivens</i>				0,000	1,000	--	--
<i>Dorylaimida</i> sp. 1	↔	0,702	0,402	10,404	0,001 (A>B)	7,149	0,008 (B>A)
<i>Dorylaimida</i> sp. 2				--	--	4,500	0,034 (A>B)
<i>Enchodelus signyensis</i>				2,000	0,157	--	--
<i>Eudorylaimus coniceps</i>	B>A	17,392	< 0,001	16,286	0,001 (B>A)	1,217	0,270
<i>Eudorylaimus pseudocarteri</i>	B>A	3,953	0,047	7,004	0,008 (B>A)	0,151	0,698
<i>Eumonhystera</i> sp. 1				0,763	0,382	--	--
<i>Eumonhystera vulgaris</i>				3,804	0,051 (A>B)	--	--
<i>Filenchus</i> sp. 1				0,031	0,859	--	--
<i>Filenchus</i> sp. 2				2,144	0,143	--	--
<i>Geomonhystera villosa</i>		2,710	0,100	5,324	0,021 (B>A)	0,019	0,890
<i>Mesodorylaimus antarcticus</i>				1,204	0,311	--	--
<i>Mesodorylaimus chipevi</i>				0,037	0,848	--	--
<i>Mesodorylaimus</i> sp. 1				0,072	0,789	--	--
<i>Mesodorylaimus</i> sp. 2				0,818	0,366	--	--
<i>Panagrolaimus magnivulvatus</i>	B>A	7,976	0,005	0,529	0,467	9,683	0,002 (B>A)

Anthropogene Auswirkungen auf Antarktische Bodenorganismen

<i>Pellioditis marina</i>				--	--	0,507	0,477
<i>Pelodera strongyloides</i>		2,805	0,094	2,471	0,116	0,875	0,350
<i>Plectus belgicae</i>		2,881	0,090	3,579	0,059 (B>A)	0,044	0,833
<i>Plectus insolens</i>				--	--	5,595	0,018 (B>A)
<i>Plectus tolerans</i>	↔	0,454	0,500	5,666	0,017 (B>A)	5,471	0,019 (A>B)
<i>Prismatolaimus</i> sp.				2,015	0,156	--	--
<i>Rhomborhabditis</i> cf. <i>parateres</i>	B>A	7,031	0,008	3,857	0,050 (B>A)	3,273	0,070
<i>Rhomborhabditis teres</i>		1,146	0,284	3,938	0,047 (B>A)	0,085	0,770
<i>Teratocephalus rugosus</i>	↔	2,757	0,097	3,938	0,047 (B>A)	8,469	0,004 (A>B)
<i>Teratocephalus tilbrooki</i>		0,265	0,607	0,615	0,433	4,871	0,028 (A>B)

Tabelle A5-8: Tardigrada

	Gesamt-Effekt	2010 + 2011		2010		2011	
		Xr ²	p	Xr ²	p	Xr ²	p
Gesamtdichte	B>A	5,781	0,016	10,948	0,001 (B>A)	0,063	0,802
Artenzahl		0,066	0,797	0,033	0,857	0,035	0,852
Arten							
<i>Acutuncus antarcticus</i>		0,405	0,525	0,829	0,362	4,545	0,033 (A>B)
<i>Diphascon (Adropion + Diphascon) sp.</i>	B>A	17,092	< 0,001	11,227	0,001 (B>A)	5,939	0,015 (B>A)
<i>Diphascon (Adropion) sp.</i>	(A>B)	3,118	0,077	2,463	0,117	1,000	0,317
<i>Diphascon (Diphascon) sp.</i>		0,460	0,498	0,023	0,879	0,986	0,321
<i>Echiniscus jenningsi</i>				0,182	0,670	--	--
<i>Echiniscus meridionalis</i>	B>A	19,442	< 0,001	15,541	< 0,001 (B>A)	4,430	0,035 (B>A)
<i>Hexapodibius sp.</i>	A>B	5,918	0,015	4,112	0,043 (A>B)	2,000	0,157
<i>Hypsibius cf. dujardini</i>		0,002	0,965	0,174	0,676	0,527	0,468
<i>Isohypsibius sp. 2</i>				7,149	0,008 (B>A)	--	--
<i>Isohypsibius sp. 1</i>				8,463	0,004 (A>B)	--	--
<i>Macrobiotus cf. furcige</i>	B>A	5,697	0,017	10,113	0,001 (B>A)	0,145	0,703
<i>Ramajendas cf. frigida</i>		1,943	0,163	1,595	0,207	0,761	0,383

Anhang 6: Ergebnisse der Kovarianzanalysen (ANCOVA) zur Ermittlung potenzieller Einflüsse der menschlichen Begehung (= „Anthropogen“) auf die Abundanzen der ermittelten Arten sowie auf die Gesamtdichten und Artenzahlen der verschiedenen Bodentiergruppen unter dem Herausfiltern verschiedener Hintergrundparameter, getrennt für die Untersuchungsjahre 2010 und 2011. Ebenfalls angegeben sind die dabei ermittelten Einflüsse der Vegetationsbedeckung („Vegetation“) sowie die Wechselwirkung zwischen Vegetationsbedeckungsgrad und menschlichen Begehung („Anthrop. x Vegetation“). Aufgrund der Gefahr eines Type II Fehlers (= falsche negative Ergebnisse, s. Material & Methoden) sind nur signifikante Effekte angegeben. „A>B“: signifikant höhere Abundanzen in anthropogen beeinflussten Bereiche, „B>A“: signifikant höhere Abundanzen in unbeeinflusste Bereiche. Signifikante Effekte der Vegetation bedeuten stets höhere Individuendichten (bzw. Artenzahlen) mit zunehmender Vegetationsbedeckung.

Tabelle A6-1: Collembola. Signifikanter Einfluss der Vegetation auf *Mesaphorura macrochaeta* bedeutet ausnahmsweise höhere Individuendichten auf nackten Böden.

Art	Jahr	Anthropogen			Vegetation		Anthrop. x Vegetation		
		F	P	Effekt	F	P	F	P	Effekt
Gesamtdichten	2010	10,493	0,001	B>A	53,777	<0,001	3,322	0,012	B>A
	2011	5,724	0,018	B>A	8,137		2,981	0,022	B>A
Artenzahl	2010								
	2011								
<i>Cryptopygus antarcticus</i>	2010	8,227	0,005	B>A			2,699	0,034	B>A
	2011				5,240	<0,001	2,639	0,037	B>A
<i>Cryptopygus badasa</i>	2010				4,767	0,001			
	2011	9,294	0,003	A>B	6,029	<0,001	7,355	<0,001	A>B
<i>Cryptopygus caeacus</i>	2010	4,457	0,037	A>B					
	2011								
<i>Folsomotoma octooculata</i>	2010								
	2011				7,191	<0,001			
<i>Friesea grisea</i>	2010	4,667	0,033	B>A					
	2011	8,493	0,004	B>A	6,692	<0,001	8,622	<0,001	B>A
<i>Hypogastrura viatica</i>	2010				20,728	<0,001			
	2011				7,917	<0,001	3,929	0,005	B>A
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	2010				2,932	0,023			
	2011								
<i>Tullbergia mixta</i>	2010								
	2011				4,218	0,003			

Tabelle A6-2: Actinedida

Art	Jahr	Anthropogen			Vegetation		Anthrop. x Vegetation		
		F	P	Effekt	F	P	F	P	Effekt
Gesamtdichten	2010				6,424	<0,001			
	2011								
Artenzahl	2010	4,033	0,047	A>B	7,190	<0,001	2,965	0,022	A>B
	2011								
<i>Apotriophydeus scotia</i>	2010	6,84	0,01	B>A			3,689	0,007	B>A
	2011								
<i>Bakerdania cf. antarcticus</i>	2010				6,230	<0,001			
	2011				4,107	0,003			
<i>Coccotydaeolus sp.</i>	2010								
	2011								
<i>Ereynetes macquariensis</i>	2010				3,417	0,011			
	2011						4,26	0,003	B>A
<i>Eupodes exiguus</i>	2010	5,986	<0,001	A>B			3,232	0,015	A>B
	2011								
<i>Nanorchestes berryi</i>	2010	9,478	0,003	A>B			4,995	<0,001	A>B
	2011				10,943	<0,001			

Tabelle A6-3: Oribatida

Art	Jahr	Anthropogen			Vegetation		Anthrop. x Vegetation		
		F	P	Effekt	F	P	F	P	Effekt
Gesamtdichten	2010	16,388	<0,001	B>A			3,810	0,006	B>A
	2011	8,433	0,004	A>B	48,634	<0,001			
Artenzahl	2010	14,342	<0,001	B>A					
	2011								
<i>Alaskozetes antarcticus</i>	2010	21,577	<0,001	B>A	6,839	<0,001	7,924	<0,001	B>A
	2011	10,705	0,001	A>B	5,899		4,866	0,001	A>B

Tabelle A6-4: Gamasina

	Jahr	Anthropogen			Vegetation		Anthrop. x Vegetation		
		F	P	Effekt	F	P	F	P	Effekt
Gesamtdichten	2010				6,111	<0,001			
	2011	4,074	0,045	B>A					
Artenzahl	2010				4,761	0,001			
	2011	4,823	0,030	B>A	2,482	0,046			

Tabelle A6-5: Nematoda

Art	Jahr	Anthropogen			Vegetation		Anthrop. x Vegetation		
		F	P	Effekt	F	P	F	P	Effekt
Gesamtdichten	2010				53,777	<0,001	5,362	<0,001	B>A
	2011				8,417	<0,001			
Artenzahl	2010				5,824	<0,001			
	2011				10,226	<0,001	2,588	0,039	*
<i>Acroboloides arctowskii</i>	2010	10,875	0,001	A>B	2,720	0,033			
	2011				4,076	0,004	3,601	0,008	B>A
<i>Dorylaimida</i> sp. 1	2010								
	2011				3,811	0,006			
<i>Dorylaimida</i> sp. 2	2010						6,146	<0,001	*
	2011								
<i>Eudorylaimus coniceps</i>	2010	7,238	0,008	B>A	2,687	0,034			
	2011						2,853	0,026	B>A
<i>Eudorylaimus pseudocarteri</i>	2010						5,743	<0,001	B>A
	2011				5,759	<0,001			
<i>Eumonhystera vulgaris</i>	2010	4,886	0,029	A>B			2,644	0,037	A>B
	2011	nicht nachgewiesen							
<i>Geomonhystera villosa</i>	2010				7,462	<0,001	3,383	0,012	A>B
	2011				9,234	<0,001			
<i>Panagrolaimus</i> cf. <i>magnivulvatus</i>	2010				5,678	<0,001			
	2011	5,204	0,024	B>A	4,860	0,001	4,133	0,003	B>A
<i>Plectus belgicae</i>	2010				5,120	0,001			
	2011								
<i>Plectus tolerans</i>	2010								
	2011				6,826	<0,001	6,746	<0,001	A>B
<i>Rhomborhabditis</i> cf. <i>parateres</i>	2010						3,185	0,015	*
	2011								
<i>Rhomborhabditis</i> cf. <i>teres</i>	2010	5,089	0,026	B>A	8,302	<0,001			
	2011	5,353	0,022	B>A	6,391	<0,001	4,172	0,003	B>A
<i>Teratocephalus rugosus</i>	2010						3,455	0,010	B>A
	2011	8,414	0,004	A>B	5,135	0,001	6,309	<0,001	A>B
<i>Teratocephalus tillbrookii</i>	2010								
	2011	16,235	<0,001	A>B			6,251	<0,001	A>B

* höhere Dichten in anthropogen beeinflussten oder unbeeinflussten Arealen, je nach Grad der Vegetationsbedeckung

Tabelle A6-6: Tardigrada

Art	Jahr	Anthropogen			Vegetation		Anthrop. x Vegetation		
		F	P	Effekt	F	P	F	P	Effekt
Gesamtdichten	2010				9,224	<0,001	3,614	0,008	
	2011	37,282	<0,001	A>B	13,938	<0,001	15,265	<0,001	A>B
Artenzahl	2010				8,993	<0,001			
	2011	8,134	0,005	A>B	3,233	0,015	5,184	<0,001	A>B
<i>Acutuncus antarcticus</i>	2010								
	2011	66,906	<0,001	A>B	15,837	<0,001	18,316	<0,001	A>B
<i>Diphascon (Adr. & Diph.)</i>	2010						2,571	0,041	B>A
	2011				4,908	<0,001			
<i>Echiniscus meridionalis</i>	2010	8,599	0,004	B>A			3,5073	0,009	B>A
	2011	6,624	0,011	B>A	6,971	<0,001	4,888	0,001	B>A
<i>Isohypsibius</i> sp. 2	2010	6,149	0,014	B>A					
	2011								
<i>Macrobiotus furciger</i>	2010	8,411	0,004	B>A					
	2011				2,543	0,043	3,489	0,01	A>B